Water and Soil

(Agricultural Science and Technology)

Ferdowsi University of Mashhad

Vol. 34 No. 2

2020

ISSN:2008-4757

Contents

Numerical Study of Factors Affecting Distribution of None-Equilibrium Suspended Sediment in Natural Rivers (Case Study: Gharasoo River, Kermanshah)........ 253
R. Ghobadian -H. Shakari

Understanding Water-Food-Energy Nexus and their Management for the Utilization of the Existing Water Resources........ 268
M.R. Goodarzi- R. Piryaei- M.R. Moosavi

Simulation of Seawater Intrusion in Coastal Aquifers (Case Study: the Southern Shores of the Caspian Sea)........ 286
M. Nasiri- M. Hamidi- H. Kardan Moghaddam

The Zoning of Kermanshah Province Townships Based on Virtual Water Content and Value among Major Crops........ 300
N. Afshar Bakeshloo - K. Zarafshani - B. Farhadi Bansouleh

Investigating the Effect of Urmia Lake Water-level Fluctuations on Groundwater Level Changes Trend........ 316
M. Motallebian - H. Ahmadi - A. Raoof - N. Cartwright

Evaluation of Inter-basin Water Transfer Project Scenarios to Central Plateau of Iran Employing COPRAS Multi-criteria Decision Making Method........ 332
H. Ghased - A. Roozbahani- M. Hashemy Shahedany

Estimation of the Joint Frequency of Peak Flow Discharge-Suspended Load of Zarinehrood Basin Using Two-Dimensional Analysis........ 347
M. Nazeri Tahroudi - Y. Ramezani- C. De Michele- R. Mirabbasi Najaf Abadi

Simulation of Wetted Area of Moisture Bulb in Pulsed Drip Irrigation........ 364
B. Karimi - N. Karimi

Comparison of the Symbiotic Organisms Search Algorithm with Meta-Heuristic Algorithms in Flood Routing Model........ 378
S. Khalifeh - S.A. Esmaili- K. Esmaili- S. Khodashenas

Evaluating the Correlation of Soil Characteristics with Potassium Q/I Curve Parameters in Some Calcareous Soils of Lorestan Province........ 391
M. Mosapour - A. Forghani - A. Sabouri

Effect of Mycorrhizal Fungus Application on Some Biochemical Characters of Wheat Cultivars in Lead Contaminated Soil........ 408
K. Kiani Jam - M.R. Bihamta- D. Habibi- A. Asgharzadeh- A. Saremirad

The Ability of Iron-Impregnated Biochar in the Supply of Iron and Correction of Soybean Iron Chlorosis in a Calcareous Soil........ 422
J. Khallizadeh - E. Dordipour- M. Baranimotlagh- A.R. Gharanjiki

Effects of Artificial and Natural Nitrification Inhibitors on Plant Growth Characteristics and Nitrate Uptake by Lettuce........ 437
S. Sangsefidi – A. Lakzian- A. Astaraei- M. Banayan Aval- M. Mazhari

Effects of Phosphorus on Grain Yield and Phosphorus Efficiency Indices in Canola Cultivars in Kermanshah Region........ 453
J. Ghaderi - F. Nourgholipour

Effect of Forest and Pasture Land Uses on Interrill Erosion and Some of Soil Physical Properties in Southeastern Iran........ 469
A. Sharifi - H. Shirani- A.A. Besalatpour- I. Esfandiarpour-Borujeni

The Effect of Soil Parameters on Phosphorous Adsorption Coefficients in Heavy Soils of Different Areas of Qazvin Plain........ 483
B. Kamali - A. Mahdavi Mazdeh - A. Sotoodehnia

Comparison of Single-source and Two-source Algorithms for Estimating Evapotranspiration in Borazjan........ 499
B. Bahmanabadi - A. Kaviani

Assessment of the Performance of the Global Land Data Assimilation System (GLDAS) in Estimating Daily Surface Solar Radiation in Iran........ 513
N. Ahmadibaseri - A.A. Sabziparvar- M. Khodamoradpour- L. Alados Arboledas

نشریه علمی آب و خاک جلد ۳۴ شماره ۲ سال ۱۳۹۹

Water and Soil Vol.34 No.2 2020

نشریه علمی آب و خاک

(علوم و صنایع کشاورزی)

دانشگاه فردوسی مشهد

جلد۳۴ شماره ۲

سال ۱۳۹۹

شماره پیاپی ۷۰

شاپا: ۴۷۵۷-۲۰۰۸

عنوان مقالات

بررسی عددی عوامل مؤثر بر توزیع غلظت رسوب معلق نامتعادل در رودخانه‌های طبیعی (مطالعه موردی: رودخانه قره‌سو، کرمانشاه)........ ۲۴۱
رسول قبادیان- حامد شکری

درک پیوند آب-غذا-انرژی و مدیریت برای بهره‌وری از منابع آب موجود........ ۲۵۵
محمدرضا گودرزی- رضا پیریائی- میر رحیم موسوی

شبیه‌سازی پیشروی آب‌شور در آبخوان‌های ساحلی (مطالعه موردی: سواحل جنوبی دریای خزر)........ ۲۶۹
مینا نصیری- مهدی حمیدی- حمید کاردان مقدم

پهنه‌بندی شهرستان‌های استان کرمانشاه بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصولات عمده زراعی........ ۲۸۷
نسرین افشار بکشلو- کیومرث زرافشانی- بهمن فرهادی بانسوله

تأثیر نوسانات تراز آب دریاچه ارومیه بر روند تغییرات تراز آب زیرزمینی (مطالعه موردی: آبخوان رشکان)........ ۳۰۱
مهدی مطلبیان- حجت احمدی- امیر رئوف- نیک کارترایت

ارزیابی سناریوهای انتقال آب بین‌حوضه‌ای به فلات مرکزی ایران با روش تصمیم‌گیری چند معیاره COPRAS........ ۳۱۷
حامد قاصد- عباس روزبهانی- مهدی هاشمی شاهدانی

برآورد فراوانی توأم بیشینه دبی لحظه‌ای-بار معلق رسوب حوضه آبریز زرینه‌رود با استفاده از تحلیل دوبعدی........ ۳۳۳
محمد ناظری تهرودی- یوسف رمضانی- کارلو دی میکله- رسول میرعباسی نجف آبادی

شبیه‌سازی مساحت خیس شده پیاز رطوبتی در سیستم آبیاری قطره‌ای پالسی........ ۳۴۹
بختیار کریمی- نظیر کریمی

کاربست مقایسه‌ای الگوریتم جستجوی موجودات همزیست با الگوریتم‌های فراکاوشی در مدل روندیابی سیلاب........ ۳۶۵
سعید خلیفه- سیدعلیرضا اسماعیلی- کاظم اسماعیلی- سعیدرضا خداشناس

ارزیابی همبستگی ویژگی‌های خاک با پارامترهای منحنی Q/I پتاسیم در خاک‌های آهکی استان لرستان........ ۳۷۹
مریم موسی پور- اکبر فرقانی- عاطفه صبوری

پیامد کاربرد قارچ مایکوریزا بر برخی ویژگی‌های بیوشیمیایی ارقام گندم در خاک آلوده به سرب........ ۳۹۳
کاوه کیانی جم- محمدرضا بی‌همتا- داود حبیبی- احمد اصغرزاده- علی صارمی‌راد

توانایی زغال‌زیستی اشباع شده با آهن در عرضه آهن و رفع کلروز آهن سویا در یک خاک آهکی........ ۴۰۹
جلال الدین خال‌لی زاده- اسماعیل دردی پور- مجتبی بارانی مطلق- عبدالرضا قرنجیکی

تأثیر بازدارنده‌های مصنوعی و طبیعی نیترات‌زایی بر خصوصیات رشدی و جذب نیترات در کاهو........ ۴۲۳
سارا سنگ سفیدی- امیر لکزیان- علیرضا آستارایی- محمد بنایان اول- محبوبه مظهری

تأثیر فسفر بر عملکرد دانه و شاخص‌های کارآیی فسفر در ارقام زمستانه کلزا در منطقه کرمانشاه........ ۴۳۹
جلال قادری- فریدون نورقلی پور

ارزیابی اثر کاربری جنگل و مرتع بر فرسایش بین‌شیاری و برخی ویژگی‌های فیزیکی خاک در جنوب شرقی ایران........ ۴۵۵
آرزو شریفی- حسین شیرانی- علی اصغر بسالت‌پور- عیسی اسفندیارپور بروجنی

بررسی تأثیر پارامترهای خاک بر ضرایب جذب فسفر در خاک‌های سنگین مناطق مختلف دشت قزوین........ ۴۷۱
بهنوش کمالی- علی مهدوی مزده- عباس ستوده نیا

تخمین تبخیروتعرق واقعی براساس الگوریتم‌های تک منبعی و دومنبعی سنجش از دوری (مطالعه موردی: برازجان)........ ۴۸۵
بهاره بهمن آبادی- عباس کاویانی

ارزیابی کارایی سامانه GLDAS در برآورد تابش سطح روزانه در ایران........ ۵۰۱
نوشین احمدی باصری- علی اکبر سبزی پرور- مهرانه خدامرادپور- لوکاس آلادوس آربولداس

آب و خاک

(علوم و صنایع کشاورزی)

با شماره پروانه 21/2015 مورخه1368/4/11 و درجه علمی- پژوهشی شماره 26524 تاریخ 1373/10/19 از وزارت علوم، تحقیقات و فناوری

جلد 34 شماره 2 خرداد – تیر سال1399

بر اساس مصوبه وزارت عتف از سال 1398، کلیه نشریات دارای درجه "علمی-پژوهشی" به نشریه "علمی" تغییر نام یافتند.

صاحب امتیاز: دانشگاه فردوسی مشهد

مدیر مسئول: رضا ولی‌زاده استاد- تغذیه نشخوارکنندگان (دانشگاه فردوسی مشهد)

سردبیر: امیر فتوت استاد- علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

اعضای هیئت تحریریه:

اوستان، شاهین	استاد- علوم خاک (دانشگاه تبریز)
تقوائیان، صالح	استادیار- آبیاری (دانشگاه اوکلاهما، امریکا)
خرمالی، 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 ومهندسی عمران (دانشگاه فردوسی مشهد)
موسوی بایگی، محمد	استاد- هواشناسی کشاورزی (دانشگاه فردوسی مشهد)

ناشر: انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد **چاپ:** چاپخانه دانشگاه فردوسی مشهد

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

این نشریه درپایگاههای 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

مقاله‌های 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 می‌شود.

بسم الله الرحمن الرحیم

مندرجات

بررسی عددی عوامل مؤثر بر توزیع غلظت رسوب معلق نامتعادل در رودخانه‌های طبیعی (مطالعه موردی: رودخانه قره‌سو، کرمانشاه) 241

رسول قبادیان - حامد شکری

درک پیوند آب-غذا-انرژی و مدیریت برای بهره‌وری از منابع آب موجود 255

محمدرضا گودرزی - رضا پیریائی - میر رحیم موسوی

شبیه‌سازی پیشروی آب‌شور در آبخوان‌های ساحلی (مطالعه موردی: سواحل جنوبی دریای خزر) 269

مینا نصیری - مهدی حمیدی - حمید کاردان مقدم

پهنه‌بندی شهرستان‌های استان کرمانشاه بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصولات عمده زراعی 287

نسرین افشار بکشلو - کیومرث زرافشانی - بهمن فرهادی بانسوله

تأثیر نوسانات تراز آب دریاچه ارومیه بر روند تغییرات تراز آب زیرزمینی (مطالعه موردی: آبخوان رشکان) 301

مهدی مطلبیان - حجت احمدی - امیر رئوف - نیک کارترایت

ارزیابی سناریوهای انتقال آب بین‌حوضه‌ای به فلات مرکزی ایران با روش تصمیم‌گیری چند معیاره COPRAS 317

حامد قاصد - عباس روزبهانی - مهدی هاشمی شاهدانی

برآورد فراوانی توأم بیشینه دبی لحظه‌ای-بار معلق رسوب حوضه آبریز زرینه‌رود با استفاده از تحلیل دوبعدی 333

محمد ناظری تهرودی - یوسف رمضانی - کارلو دی میکله - رسول میرعباسی نجف آبادی

شبیه‌سازی مساحت خیس شده پیاز رطوبتی در سیستم آبیاری قطره‌ای پالسی 349

بختیار کریمی - نظیر کریمی

کاربست مقایسه‌ای الگوریتم جستجوی موجودات همزیست با الگوریتم‌های فراکاوشی در مدل روندیابی سیلاب 365

سعید خلیفه - سیدعلیرضا اسماعیلی - کاظم اسماعیلی - سعیدرضا خداشناس

ارزیابی همبستگی ویژگی‌های خاک با پارامترهای منحنی Q/I پتاسیم در خاک‌های آهکی استان لرستان 379

مریم موسی پور - اکبر فرقانی - عاطفه صبوری

پیامد کاربرد قارچ مایکوریزا بر برخی ویژگی‌های بیوشیمیایی ارقام گندم در خاک آلوده به سرب 393

کاوه کیانی جم - محمدرضا بی‌همتا - داود حبیبی - احمد اصغرزاده - علی صارمی‌راد

توانایی زغال‌زیستی اشباع شده با آهن در عرضه آهن و رفع کلروز آهن سویا در یک خاک آهکی 409

جلال الدین خالِلی زاده - اسماعیل دردی پور - مجتبی بارانی مطلق - عبدالرضا قرنجیکی

تأثیر بازدارنده‌های مصنوعی و طبیعی نیترات‌زایی بر خصوصیات رشدی و جذب نیترات در کاهو 423

سارا سنگ سفیدی - امیر لکزیان - علیرضا آستارایی - محمد بنایان اول - محبوبه مظهری

تأثیر فسفر بر عملکرد دانه و شاخص‌های کارآیی فسفر در ارقام زمستانه کلزا در منطقه کرمانشاه 439

جلال قادری - فریدون نورقلی پور

ارزیابی اثر کاربری جنگل و مرتع بر فرسایش بین‌شیاری و برخی ویژگی‌های فیزیکی خاک در جنوب شرقی ایران 455

آرزو شریفی - حسین شیرانی - علی اصغر بسالت‌پور - عیسی اسفندیارپور بروجنی

بررسی تأثیر پارامترهای خاک بر ضرایب جذب فسفر در خاک‌های سنگین مناطق مختلف دشت قزوین 471
بهنوش کمالی- علی مهدوی مزده- عباس ستوده نیا
تخمین تبخیروتعرق واقعی براساس الگوریتم‌های تک منبعی و دومنبعی سنجش از دوری (مطالعه موردی: برازجان) 485
بهاره بهمن آبادی- عباس کاویانی
ارزیابی کارایی سامانه GLDAS در برآورد تابش سطح روزانه در ایران 501
نوشین احمدی باصری- علی اکبر سبزی پرور- مهرانه خدامرادپور- لوکاس آلادوس آربولداس

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 241-253

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۲۵۳-۲۴۱

مقاله علمی-پژوهشی

بررسی عددی عوامل مؤثر بر توزیع غلظت رسوب معلق نامتعادل در رودخانه‌های طبیعی (مطالعه موردی: رودخانه قره‌سو، کرمانشاه)

رسول قبادیان[1]*- حامد شکری[2]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۸/۱۹
تاریخ پذیرش:۱۳۹۸/۱۲/۲۴

چکیده

چگونگی تغییرات غلظت رسوب معلق در طول مسیر رودخانه و بررسی عوامل تأثیرگذار بر آن همواره مورد توجه مهندسین علم هیدرولیک و محیط زیست می‌باشد. عدم وجود ایستگاه‌های اندازه‌گیری کافی و مشکلات نمونه‌برداری رسوب معلق، تهیه مدل‌هایی که به درستی رسوب معلـق را در طـول مسیر رودخانه روندیابی نمایند ضروری می‌نماید. در طبیعت رسوب بصورت نامتعادل انتقال می‌یابد در حالی‌که خیلی مدل‌های تجاری حالت ظرفیت حمل یا متعادل را در نظر می‌گیرند. از این رو در تحقیق حاضر مدلی عددی تهیه شده با حل عددی معادله تک‌بعـدی انتقـال و پخـش غیرمانـدگار رونـدیابی رسوب معلق در یک بازه رودخانه‌ای را در شرایط عدم تعادل انجام می‌دهد. پس از صحت‌سنجی مدل، تأثیر ده روش عددی منفصل‌سازی، پـنج معادلـه انتقال رسوب، هشت رابطه ضریب پخشیدگی و هشت رابطه سرعت سقوط ذره بر تغییرات بار رسوب معلق در طول بازه مورد مطالعه بررسی شـد. نتـایج تحقیق نشان داد استفاده از رابطه تجربی وایف مقدار رسوب معلق بیشتری را نسبت به سایر روابط دیگر برآورد می‌کند. در میان روابط سرعت سقوط ذره رابطه استوکس سرعت سقوط بیشتری را برآورد می‌کند که باعث می‌شود احتمال معلق شدن ذرات رسوب کمتر و در نتیجه غلظت آن نسـبت بـه سـایر روش‌ها کمتر باشد. همچنین در بین روش‌های منفصل‌سازی روش وان لیير خطای کمتری را دارا است. از طرفی رابطه الـدر کمتـرین و رابطـه کاشـفی پور- فالکونر بیشترین مقدار پخشیدگی را در هیدروگراف غلظت از خود بجا می‌گذارند. علاوه بر این نتایج تحقیق حاضر نشان داد غلظت رسوب بـرآورد شده در حالت عدم تعادل حدود ۱۱/۷ درصد بیشتر از ظرفیت حمل بار معلق محاسبه شده توسط روابط تجربی می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: روندیابی رسوب معلق، سرعت سقوط، شبیه‌سازی عددی، ضریب پخشیدگی، معادله انتقال و پخش

مقدمه

امروزه یکی از مهمترین نگرانی‌ها در مسائل موجود در رودخانه‌ها انتقال رسوب و تأثیر منفی آن روی زندگی منطقه مـی‌باشـد. یکـی از عوامل تأثیرگذار بر میزان رسوب ورودی به مخازن سدها و دریاچه‌هـا بارمعلق ورودی می‌باشد. بـرآورد دقیـق میـزان بـار رسـوب معلـق از جنبه‌های گوناگون اجتماعی و اقتصادی حائز اهمیت است.

با توجه به اهمیـت موضـوع تـاکنون روش‌هـای مختلفـی بـرای محاسبه بار رسوب معلق ارائه شده است. این روش‌ها می‌توانند مبنای تجربی و نیمه تئوری داشـته باشـند. (وایـف، لـین و کالینسـکی (۵)، توفالتی (۱۰) و وان‌راین (۱۱)). این معادلات ارائه شده عموما ظرفیـت حمل رسوب به صورت بار معلق را برآورد می‌نمایند. ژانگ و همکاران (۱۳) اعلام داشتند بسیاری از روابط انتقال رسوب برای شرایط تعادلی توسعه داده شده‌اند که در این حالت فرض بر این اسـت کـه ظرفیـت حمل رسوب با مقدار انتقال رسوب برابر است. با این وجود، وقتی کـه بستر کانال در حال فرسایش و رسوب‌گذاری باشد، میزان انتقال رسوب ممکن است کمتر یا بیشتر از ظرفیت حمل رسوب گردد.

به منظور برآورد رسوب معلق در شـرایط عـدم تعـادل کـه در آن تبادل ذرات رسوب بین بستر و ستون آب با تاخیر مکانی و زمانی اتفاق می‌افتد و به صورت آنی نیست، لازم است در معادله انتقـال-پخـش[3] که در رابطه زیر ارائه شده مقدار C یا همان غلظـت میـانگین مقطـع همراه با ترم منبع به صورت عددی حل شود.

$$\frac{\partial (AC)}{\partial t}+\frac{\partial (AUC)}{\partial x}=\frac{\partial}{\partial x}\left(DA\frac{\partial C}{\partial x}\right)+S_C \qquad (1)$$

۱ و ۲- به‌ترتیب دانشیار و دانشجوی کارشناسی ارشد سازه‌های آبی، گروه مهندسـی آب، دانشگاه رازی، کرمانشاه
(*- نویسنده مسئول Email:rsghobadian@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.76326

3- Advection-diffusion

در این رابطه u سرعت جریان، D ضریب پخشیدگی طولی و بسته به شبیه‌سازی نوع آلودگی، ترم منبع (S_C) از روابط مختلفی محاسبه می‌شود. که برای رسوب معلق می‌توان از رابطه زیر استفاده کرد.

$$S_C = \gamma \omega_s T_w \left(\frac{q_s}{q_w} - C \right) \quad (۲)$$

$$\gamma = 3.25 + 0.55 \ln \left(\frac{\omega_s}{k \times U^*} \right) \quad (۳)$$

که در آن C غلظت رسوب معلق، ω_s سرعت سقوط ذرات رسوب، T_w عرض سطح آب، q_s ظرفیت حمل رسوب معلق در واحد پهنای کانال، q_w دبی جریان در واحد عرض کانال k ضریب وان کارمن که معمولا برابر ۰/۴۱ در نظر گرفته می‌شود و U^* سرعت برشی می‌باشد. حل معادله ۱ تحقیقات زیادی را به خود معطوف داشته است از جمله آپادو (۱) که با استفاده از سه روش لکس وندروف به صورت صریح و کرنک نیکلسون به صورت ضمنی و روش تفاضل محدود غیر استاندارد به حل معادله یک بعدی جابجایی و پخش با ضرایب ثابت پرداخت. نتایج ایشان نشان داد روش‌های لکس وندروف و روش تفاضل محدود روش‌های مناسبی برای حل معادله یک‌بعدی جابجایی و پخش است.

کاشفی‌پور و توکلی‌زاده (۴) به معرفی مدل یک بعدی هیدرودینامیکی و کیفی فستر[1] و همچنین استفاده از روش کرنک نیکلسون به شکل تفاضل مرکزی پرداختند. پس از اجرای مدل برای یک مثال خاص تحت عنوان انتقال خالص با عدد کورانت ۰/۵، ۱ و ۱/۵ و مقایسه با مقادیر تحلیلی بدست آمده، مدل فستر را مدلی دقیق اعلام کردند. باغبان‌زاده و کاشفی‌پور (۲) به کمک مدل عددی و استفاده از معادلات سنت-ونانت و هم چنین معادله انتقال-پخش برای مدل‌سازی جریان و انتقال رسوب معلق به مطالعه انتقال رسوب معلق غیرچسبنده در رودخانه کرخه پرداختند. پس از اجرای برنامه با ۵ معادله رسوب معلق و ۶ معادله برای تعیین ضریب پخش و مقایسه با داده‌های اندازه‌گیری شده، ترکیب معادله رسوب معلق وان‌راین و معادله ضریب پخش فیشر نتایج مناسبی را ارائه کرد. صدائی و همکاران (۷) به بررسی میزان دقت شش فرمول بگنولد، لین و کالینسکی، انیشتین، چانگ-سایموز-ریچاردسون، بروکس، توفالتی در برآورد بار معلق رسوب نسبت به داده‌های اندازه‌گیری شده در رودخانه سولگان پرداختند. با انجام این تحقیق مشخص شد که از بین فرمول‌های بررسی شده فرمول بروکس برای سولگان دارای برآورد با دقت بالایی بود. صدائی و سلیمانی (۸) به بررسی دو فرمول لین و کالینسکی و بگنولد برای محاسبه بار معلق در رودخانه ارمند با مقادیر اندازه‌گیری شده و اجرای روش تحلیل مسیر در رودخانه ارمند پرداختند. در نهایت با بررسی‌های صورت گرفته مشخص شد که فرمول بگنولد دارای برآورد نزدیکتری نسبت به فرمول لین و کالینسکی است. صدائی و سلیمانی (۹) به ارزیابی فرمول‌های برآورد بار رسوب معلق (توفالتی، چانگ-سایمونز-ریچاردسون و بگنولد) بر مبنای داده‌های سه رودخانه بازفت، سولگان و ارمند با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی[2] پرداختند. فرمول چانگ-سایمونز-ریچاردسون در رودخانه‌های ذکر شده به عنوان فرمول مناسب جهت برآورد بار رسوب معلق پیشنهاد گردید. همچنین حبیبی (۳) بر اساس مفاهیم اصلی هیدرولیک، انتقال انرژی و حرکت ذرات در جریان آب و رسوب و با فرض اینکه غلظت رسوبات در هر عمق مشخص از کف کانال متناسب با انرژی جنبشی آشفته ایجاد شده در همان عمق می‌باشد یک رابطه نیمه تجربی ارائه داد.

لازم به ذکر است در سال‌های اخیر تحقیقات زیادی مبنی بر هوش محاسباتی غلظت بار معلق در مجاری روباز از جمله پژوهش رجایی و میر باقری (۶) که با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی به پیش‌بینی غلظت بار معلق پرداختند انجام گرفته است. پس از مقایسه با روش منحنی سنجه رسوب، نتایج نشان‌دهنده برتری مدل‌های شبکه عصبی مصنوعی بود.

مطالعات قبلی عمدتا بر روی تعیین نسبی مقدار بار معلق و مقایسه آن با روابط ارائه شده مبنی بر ظرفیت حمل در محل یک یا چند ایستگاه هیدرومتری در یک رودخانه اعلام شده است. بررسی تغییرات غلظت بار معلق و عوامل موثر بر آن در طول یک بازه‌ای از رودخانه به ویژه در شرایط عدم تعادل که به واقعیت نزدیک‌تر است در این تحقیق مورد توجه قرار گرفته است. از این رو در تحقیق حاضر بازه ورودی رودخانه قره‌سو به شهر کرمانشاه که از نقطه‌نظر محیط زیستی بسیار حائز اهمیت است، مورد توجه قرار گرفت. با این وجود به علت نبود ایستگاه اندازه‌گیری رسوب و جریان در محدوده مذکور و همچنین مشکلات و هزینه بسیار زیاد اندازه‌گیری بار رسوب معلق از طرف دیگر، لزوم تحقیقی به منظور بررسی تاثیر پارامترهای مختلف بر توزیع غلظت بار معلق در طول بازه مورد نظر و تعیین محدوده‌های بحرانی از نقطه نظر آلودگی رسوب معلق را دو چندان می‌نماید.

مواد و روش‌ها

محدوده مورد مطالعه

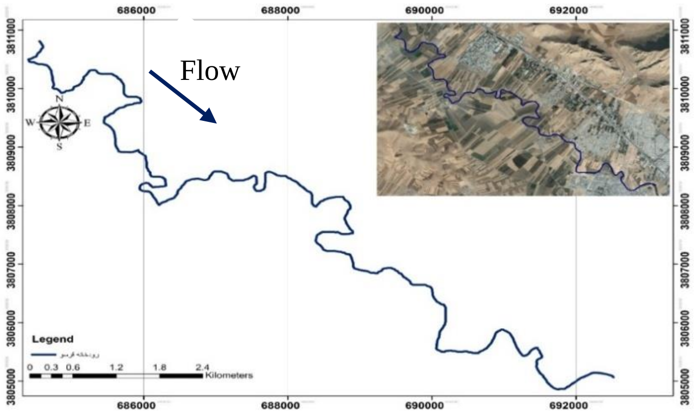
برای مدل‌سازی رسوب معلق در این مقاله، رودخانه قره‌سو به طول ۱۸۴۸۰ متر و تعداد ۶۰ مقطع عرضی برداشت شده مورد بررسی قرار گرفته است. همانگونه که در شکل ۱ نشان داده شده است جهت

1- Faster

2- AHP

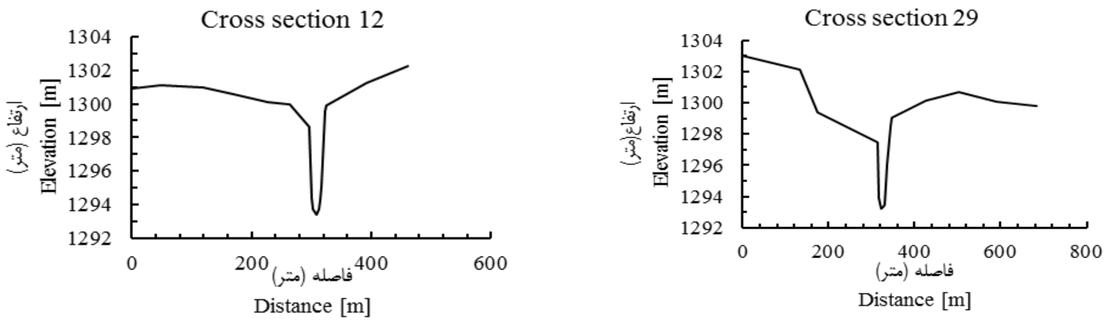
کلی جریان در سیستم رودخانه‌ای مذکور از شمال غرب به سمت جنوب شرق می‌باشد. برخی مقاطع عرضی برداشت شده در شکل ۲ نشان داده شده است. در رودخانه قره‌سو چهار دانه‌بندی مواد بستر برای بازه مورد مطالعه در نظر گرفته شده است. در شکل ۳ منحنی دانه‌بندی مواد بستر ارائه شده است. در این شکل دانه‌بندی تیپ ۱ برای مقطع عرضی ۱ تا ۱۰ (کیلومتر صفر تا ۲۷۵۴)، دانه‌بندی تیپ ۲ برای مقاطع ۱۱ تا ۲۶ (کیلومتر ۲۷۵۴ تا ۶۵۰۵)، دانه‌بندی تیپ ۳ برای مقاطع عرضی۲۷ تا ۴۲ (کیلومتر ۶۵۰۵ تا ۱۲۱۲۶) و نهایتا دانه‌بندی تیپ چهار برای مقاطع ۴۳ تا ۶۰ (کیلومتر ۱۲۱۲۶ تا ۱۸۴۰۵) استفاده شده است. از دانه‌بندی و مقاطع عرضی به عنوان شرایط اولیه ورودی مدل جریان و رسوب استفاده شد.

همچنین تغییرات ضریب زبری در طول بازه، مطابق با جدول ۱ برای ساحل چپ، کانال اصلی و ساحل راست رودخانه برای مدل در نظر گرفته شده است.



شکل ۱- پلان رودخانه قره‌سو

Figure 1– Schematic of Gharasoo river plan



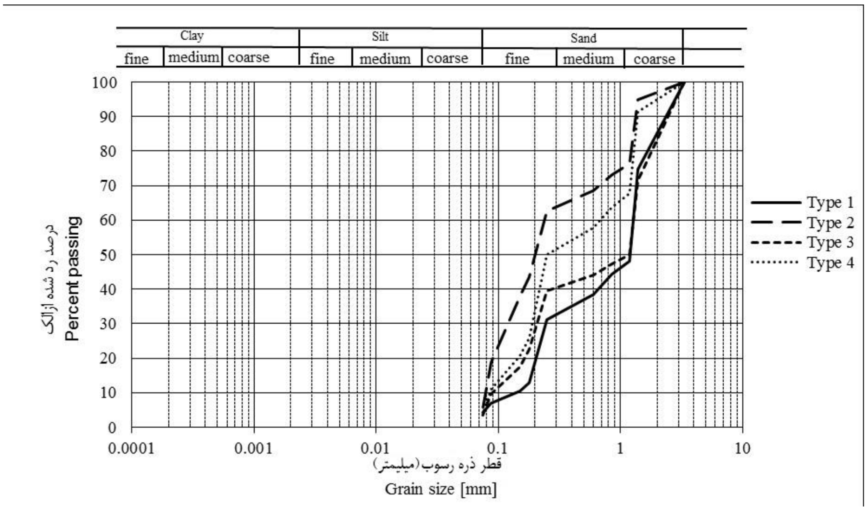
شکل ۲- پروفیل عرضی برخی از مقاطع رودخانه قره‌سو

Figure 2– Some cross sections of Gharasoo river

جدول ۱- مقادیر مربوط به ضریب زبری مانینگ رودخانه قره‌سو در بازه مورد مطالعه

Table 1- Manning roughness coefficient for Gharasoo river in the studied area

ضریب ساحل راست n Right canal	ضریب کانال میانی n Main canal	ضریب ساحل چپ n Left canal	فاصله از پایین‌دست (متر) Distance from downstream [m]
0.045	0.036	0.045	3396.639 to .000
0.045	0.030	0.045	3396.639 to 6374.857
0.050	0.028	0.050	6374.857 to 10520.43
0.040	0.025	0.040	10520.43 to 11714.28
0.048	0.030	0.048	11714.28 to 13600.91
0.045	0.025	0.045	13600.91 to 15026.23
0.045	0.030	0.045	15026.23 to 15909.50
0.045	0.025	0.045	15909.50 to 18409.03



شکل ۳- دانه‌بندی مواد بستر در طول رودخانه قره‌سو

Figure 3- Grain size distribution curve along Gharasoo river

معادلات جریان

اولین مرحله در محاسبات بار معلق تعیین خصوصیات هیدرولیکی جریان در مقاطع مختلف می‌باشد. از آنجائی که در این تحقیق شرایط جریان ماندگار و شبه ماندگار تک‌بعدی در نظر گرفته شده است برای محاسبه نیمرخ سطح آب در این رایط از روش گام به گام استاندارد و حل رابطه انرژی برای مقاطع نامنظم به عنوان معادله حاکم استفاده شد:

$$y_1+\alpha_1\frac{Q_1^2}{2gA_1^2}+Z_1=y_2+\alpha_2\frac{Q_2^2}{2gA_2^2}+Z_2+\overline{sf}\times L \qquad (۴)$$

A سطح مقطع، Q دبی جریان، Z رقوم کف، y عمق جریان و $\overline{sf}$ میانگین شیب خط انرژی است که برابر:

$$\overline{sf}=\frac{sf_1+sf_2}{2} \qquad (۵)$$

$$sf=\frac{n^2Q^2}{R^{\frac{4}{3}}A^2} \qquad (۶)$$

که درآن n ضریب زبری مانینگ و R شعاع هیدرولیکی می‌باشد. زیرنویس‌های ۱و ۲ اشاره به مقاطع شماره ۱ در بالادست و مقطع شماره ۲ در پایین دست با فاصله L از یکدیگر دارد. در تحلیل مسائل در کانال‌های با سطح مقطع منظم $\alpha=1$ فرض می‌گردد و برای مقاطع نامنظم در این تحقیق با استفاده از رابطه زیر محاسبه گردید.

$$\alpha=\frac{\sum\frac{k_i^3}{A_i^2}\left(\Sigma A_i\right)^2}{\left(\Sigma A_i\right)^3} \qquad (۷)$$

$$k_i=\frac{Q_i}{\sqrt{sf_i}} \qquad (۸)$$

$$k_i=\frac{1}{n_i}A_iR^{\frac{2}{3}} \qquad (۹)$$

در این روابط k_i ضریب انتقال در زیر مقطع i ام از مقطع مورد نظر می‌باشد.

پس از تغییر رابطه ۴ به شکل رابطه ۱۰ با معلوم بودن مشخصات جریان در مقطع کنترل (مثلا مقطع شماره ۱) و همچنین وارد کردن مقاطع عرضی به مدل با استفاده از روش نصف کردن فاصله و حل رابطه غیرخطی زیر، بر حسب y_2 مقادیر عمق جریان و در نهایت سرعت و نیمرخ طولی سطح آب در طول بازه محاسبه می‌شود.

$$f(y_2)=\quad y_1+\alpha_1\frac{Q^2}{2gA_1^2}+Z_1 \qquad (۱۰)$$

$$y_2+\alpha_2\frac{Q^2}{2gA_2^2}+Z_2+\overline{sf}\times L\quad =0$$

معادلات رسوب

با استفاده از روش احجام محدود منفصل‌سازی معادله ۱ به روش کاملا ضمنی انجام شد و رابطه جبری زیر بدست آمد:

$$A_P\left(C_i^{n+1}\quad C_i^n\right)+\left(A_eu_eC_e^{n+1}\quad A_wu_wC_w^{n+1}\right)\frac{dt}{dx} \qquad (۱۱)$$

$$A_eD_e\;\frac{C_{i+1}^{n+1}\quad C_i^{n+1}}{dx_e}\;\frac{dt}{dx}+A_wD_w\;\frac{C_i^{n+1}\quad C_{i\ 1}^{n+1}}{dx_w}\;\frac{dt}{dx}=S_Cdt$$

به منظور تقریب زدن مقادیر غلظت بر روی سطوح حجم کنترل (C_e^{n+1},C_w^{n+1}) در رابطه ۱۱ طرح‌های مختلفی وجود دارد. در این تحقیق از روش‌های توان–پیرو، کوییک، اختلاف مرکزی و طرح کاهش اختلاف مجموع [1] استفاده شده است.

1- TVD

جدول ۲- روش‌های منفصل‌سازی، معادلات سرعت سقوط، ضریب پخشیدگی و رسوب معلق
Table 2- Discretization methods, fall velocity relations , Diffusion coefficient and suspended sediment equation

روش‌های منفصل سازی Difference method		ضریب پخشیدگی Dispersion coefficient	فرمول‌های سرعت سقوط ωs Formula	فرمول‌های بار معلق qs Formula
Power Low		McQuivey and Keefer (1974)	Stocks (1851)	Lane kalinske (1941)
Quick		Fischer (1966)	Rouby (1993)	Tofaletti (1963)
Central		Elder (1959)	Zank (1977)	Van rijn (1984)
TVD	Van Leer	Kashefipour and Falconer(2002)	Chang (1984)	Wife et al.(1966)
	Van Albada	Rajeev and Dutta(2009)	Van rijn (1989)	Habibi (1984)
	Min Mode	Li et al. (1998)	Julian (1995)	
	Superbee	Seo and Cheong (1998)	Soulsbey (1999)	
	Sweby	Liu (1967)	Zhang (1989)	
	Quick			
	Umist			

علاوه بر روش‌های منفصل‌سازی معادله انتقال و پخشیدگی، روابطی که برای تخمین سرعت سقوط ذرات رسوب، ضریب پخشیدگی و روابط تخمین رسوب معلق مورد استفاده شده در این تحقیق به اختصار در جدول ۲ آورده شده است.

شرایط مرزی

مقاطع هندسی بازه مورد نظر و منحنی دانه‌بندی رسوبات به عنوان شرایط اولیه به مدل وارد می‌شود. شرط مرزی بالادست برای مدل جریان، مقدار دبی مشخص و شرط مرزی پایین‌دست رابطه دبی- اشل است که برای مقطع آخر رودخانه قره‌سو با توجه به شیب عمومی رودخانه از رابطه مانینگ ساخته می‌شود.

در مدل انتقال-پخش شرط مرزی بالادست مقدار غلظت معلوم است این غلظت می‌تواند بصورت پیوسته، آنی یا مدت محدود از بالادست وارد رودخانه مذکور شود. شرط مرزی گرادیان صفر به عنوان شرط مرزی پایین‌دست برای مقطع آخر رودخانه قره‌سو تعریف شده است. مدل مورد توجه این تحقیق در محیط ویژوال بیسیک نوشته شده است. کلیه معادلات رسوب، ضریب طولی، سرعت سقوط و روش‌های منفصل‌سازی مختلف در زیر برنامه‌های این مدل تعریف شده که در هنگام اجرای برنامه بر حسب مورد فراخوانی می‌شوند.

نتایج و بحث

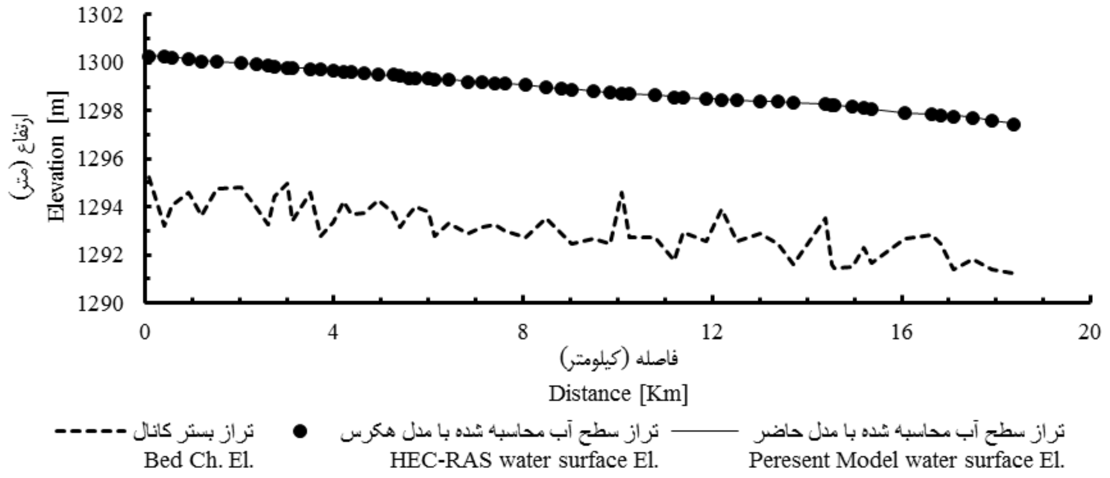
صحت‌سنجی مدل هیدرولیکی

به منظور بررسی دقت مدل هیدرولیکی از نقطه‌نظر برنامه‌نویسی، از محدوده مورد مطالعه این تحقیق یعنی رودخانه قره‌سو با طول ۱۸۴۸۰ متر و تعداد۶۰ مقطع عرضی استفاده شد. بدین منظور مشخصات رودخانه به همراه دبی متوسط ورودی ۲ ساله m^3/s ۱۸۰/۴ به عنوان شرط مرزی بالادست و رقوم سطح آب که از رابطه مانینگ ساخته می‌شود به عنوان شرط مرزی پایین‌دست به مدل حاضر و نرم‌افزار هکرس وارد شد.

به منظور بررسی عملکرد مدل، هر دو مدل به إزای ضریب زبری مانینگ یکسان ۰/۰۳ اجرا شدند و نیمرخ طولی سطح آب در بازه محاسبه شد. همانطور که در شکل ۴ مشخص است نیمرخ طولی سطح آب محاسبه شده در دو مدل بر هم منطبق شده است به طوری‌که ماکزیمم خطای مطلق رقوم سطح آب محاسبه شده با مدل حاضر از مدل هکرس حدود ۵/۳ سانتی‌متر در مقطع شماره ۱۱ و میانگین خطای مطلق ۱/۵۲ سانتی‌متر در طول بازه می‌باشد.

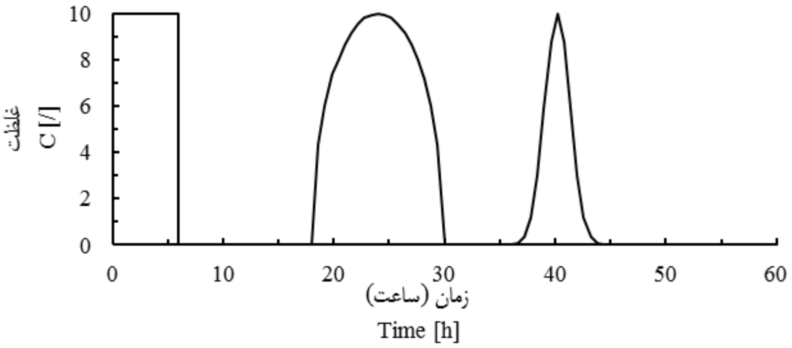
صحت‌سنجی مدل رسوب

به منظور بررسی دقت مدل شبیه‌ساز رسوب از نقطه‌نظر برنامه‌نویسی، با حفظ همان شرایط جریان اشاره شده در قبل، هیدروگراف غلظت نشان داده شده درشکل ۵ به عنوان ورودی به مدل معرفی شد. قله اول هیدروگراف مذکور شبیه تزریق پیوسته و قله آخر شبیه تزریق لحظه‌ای غلظت در رودخانه است علاوه بر این قله وسط شبیه تزریق به مدت محدود است. حجم زیر این هیدروگراف نمودار غلظت-زمان ۱۸۲/۴۷۵ می‌باشد. با حذف ترم منبع در رابطه ۱ مدل به ازای روش‌های مختلف منفصل‌سازی اجرا شد. حجم زیر هیدروگراف‌ها دریک مقطع میانی بازه (مقطع ۱۵) و انتهای بازه (مقطع ۵۹) با ورودی مقایسه شد. به منظور مقایسه دقیق‌تر مدل مقادیر حجم زیر هیدروگراف‌ها به إزای روش‌های مختلف منفصل‌سازی در جدول ۳ ارائه شده است. ماکزیمم انحراف حجم زیر هیدروگراف مقاطع میانی و خروجی بازه از هیدروگراف ورودی ۰/۰۲۹ درصد است. این مقدار کم خطا نشان از دقت بالای مدل و اطمینان به نتایج آن برای ادامه تحقیق دارد.



شکل ٤- مقایسه پروفیل سطح آب محاسبه شده با مدل هکرس و مدل حاضر

Figure 4- Comparison of water surface elevation in HEC-RAS and present model



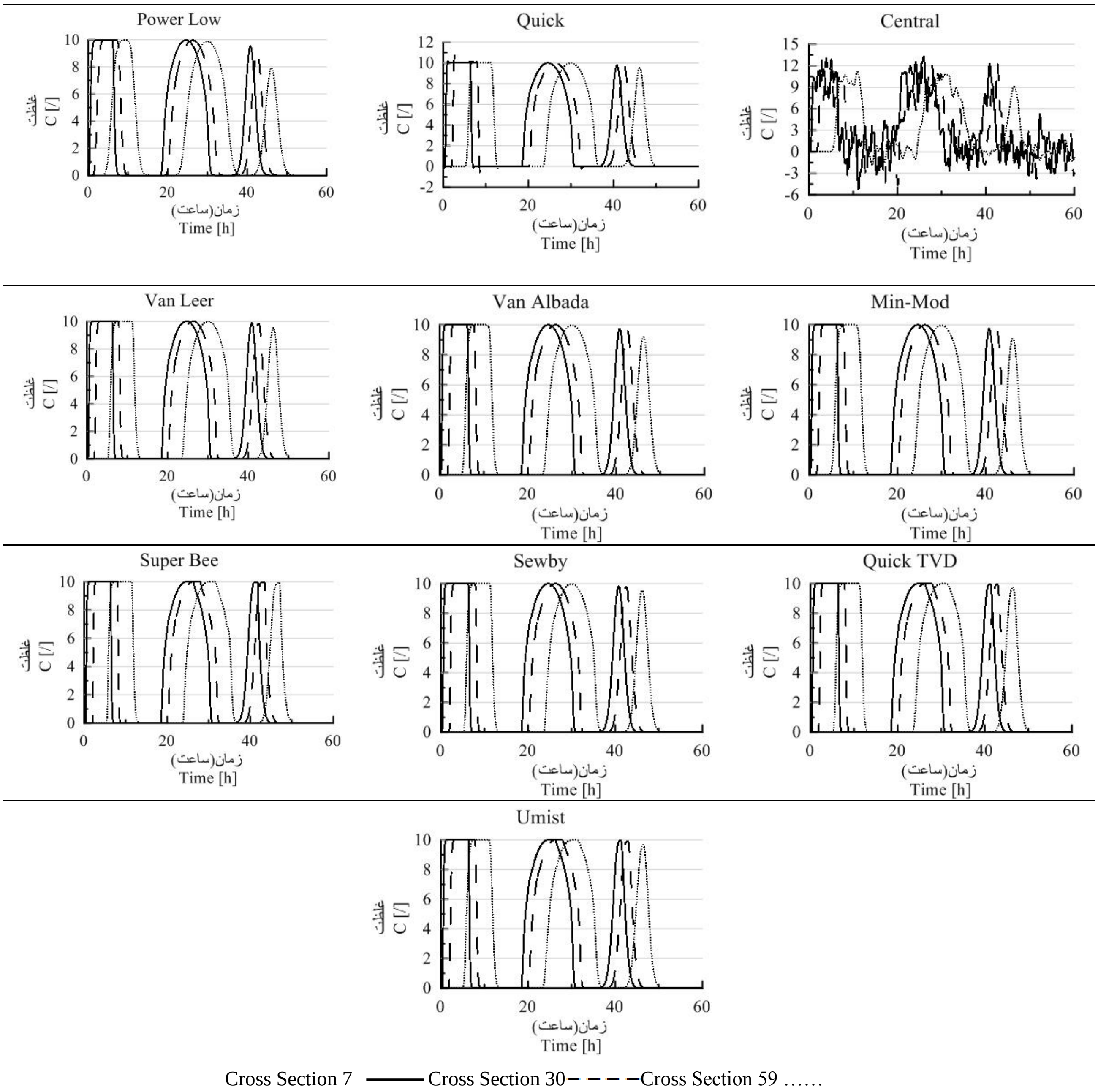
شکل ٥- هیدروگراف غلظت ورودی به بازه مورد مطالعه

Figure 5- Input concentration hydrograph to the studied area

جدول ۳- حجم زیر نمودار غلظت-زمان برای روش‌های مختلف در مقاطع ۱۵ و ۵۹

Table 3- The volume below the concentrationhydrograph for different methods in sections 15 and 59

روش منفصل‌سازی **Difference method**	مقطع ۱۵ **Section 15** حجم زیر نمودار **Volume under concentration hydrograph**	مقطع ۱۵ **Section 15** میزان خطا **% Error**	مقطع ۵۹ **Section 59** حجم زیر نمودار **Volume under concentration hydrograph**	مقطع ۵۹ **Section 59** میزان خطا **% Error**
Power Low	182.49	0.018	182.49	0.018
Quick	182.49	0.018	182.49	0.018
Central	182.49	0.018	182.49	0.018
Van Leer	182.51	0.029	182.51	0.029
Van Albada	182.50	0.024	182.49	0.018
Min-Mode	182.51	0.029	182.49	0.018
Super Bee	182.50	0.024	182.50	0.024
Sewby	182.48	0.013	182.49	0.018
Quick Tvd	182.49	0.018	182.49	0.018
Umist	182.50	0.024	182.49	0.018



شکل ٦- هیدروگراف غلظت محاسبه شده به روش‌های مختلف منفصل‌سازی

Figure 6- Calculated concentration hydrograph by different discretization methods

تعیین مناسبترین روش منفصل‌سازی

برای تعیین بهترین روش منفصل‌سازی، با حذف ترم منبع و ترم پخشیدگی، رابطه ۱ به رابطه انتقال خالص[1] تبدیل می‌شود. بهترین روش منفصل‌سازی روشی است که در آن هیدروگراف غلظت نشان داده شده در شکل ۵ (که به عنوان ورودی در این حالت نیز در نظر گرفته می‌شود) تنها در جهت محور زمانی جابجا نماید و هیچگونه پخشیدگی و پایین افتادگی در قله‌های هیدورگراف رخ ندهد. به منظور بررسی دقیقتر برای روش‌های مختلف منفصل‌سازی اشاره شده در جدول ۲ مدل اجرا گردید. همانگونه که در شکل ۶ مشاهده می‌شود همه روش‌های منفصل‌سازی به جز طرح اختلاف مرکزی، برای

1- pure advection

شبیه‌سازی قله اول و دوم هیدروگراف ورودی از دقت مناسبی برخوردار هستند ولی در شبیه‌سازی قله سوم هیدروگراف که شکل نوک تیز دارد و رعایت الگوی هیدروگراف ورودی روش وان لییر از دقت بیشتری برخوردار است.

تأثیر ضریب پخشیدگی بر غلظت

پس از صحت‌سنجی مدل‌های جریان و رسوب و اطمینان به نتایج آنها تأثیر ضریب پخشیدگی بر توزیع غلظت بررسی شد. بدین منظور مجموعه‌ای از روابط ارائه شده در منابع مختلف برای تعیین ضریب پخشیدگی جمع‌آوری شد و با معرفی هر یک از آنها به مدل، هیدروگراف غلظت در خروجی بازه محاسبه گردید. همانگونه که در شکل ۷ نشان داده شده است استفاده از رابطه الدر برای محاسبه ضریب پخشیدگی و جایگزینی در معادله انتقال و پخش (رابطه ۱) باعث شده است که قله اول، دوم و سوم هیدروگراف کمترین اختلاف غلظت و تغییر شکل را با هیدروگراف وروی به بازه داشته باشند. به عبارتی رفتار معادله انتقال و پخش بیشتر شبیه معادله انتقال خاص شده است و دلیل این امر مقادیر ناچیز ضریب پخش محاسبه شده توسط رابطه الدر می‌باشد. از طرفی رابطه کاشفی‌پور و فالکونر بیشترین مقدار پخشیدگی را در هیدروگراف غلظت از خود بجا گذاشته است. استفاده از این رابطه باعث شده است که هر سه قله هیدروگراف غلظت فروافتادگی داشته باشد و به دلیل حفظ پیوستگی (حجم زیر هیدرو گراف‌های غلظت در خروجی با هیدروگراف ورودی برابر است) شکل قله‌های هیدروگراف در مقایسه با سایر روابط بیشتر کشیده شده است.

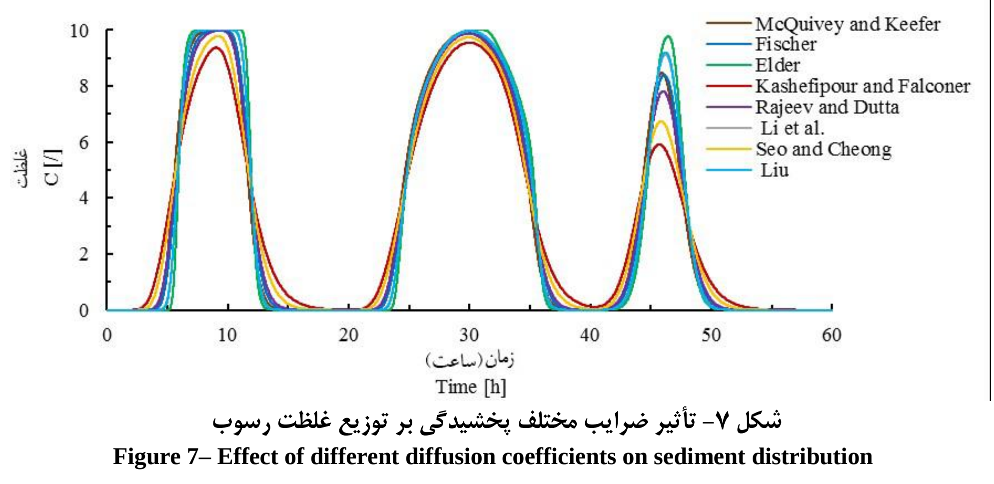
مقایسه روابط سرعت سقوط

سرعت سقوط ذره یکی از پارامترهای تاثیرگذار در انتقال رسوب می‌باشد. از آنجائیکه روابط متعددی برای محاسبه سرعت سقوط ارائه شده است، در این مرحله برخی از معروف‌ترین روابط ارائه شده جمع‌آوری و تأثیر آنها بر غلظت رسوب رودخانه قره‌سو مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور از روش منفصل‌سازی وان لییر به عنوان روش برتر، رابطه مک کوئیری و کیفر برای ضریب پخش طولی و همچنین استفاده از رابطه بار معلق وان‌راین برای محاسبه ظرفیت حمل رسوب معلق استفاده شد. در شکل ۸ توزیع غلظت رسوب بار معلق در طول بازه به ازای روابط مختلف محاسبه سرعت سقوط نشان داده شده است. لازم به ذکر است با توجه به غیریکنواختی دانه‌بندی رسوب در طول بازه غلظت رسوب بار معلق برای هر ذره رسوب جداگانه محاسبه شده و سپس با توجه به درصد وزنی آن ذره در منحنی دانه‌بندی غلظت رسوب کل ذرات(بصورت حجمی و بدون بعد) در هر مقطع محاسبه و در شکل ۸ نشان داده شده است.

همان‌طور که در شکل مشخص است کمترین غلظت رسوب بار معلق هنگامی بدست می‌آید که از رابطه استوکس برای محاسبه سرعت سقوط استفاده شده است. استفاده از رابطه استوکس سرعت سقوط بیشتری در مقایسه با سایر روش‌ها ارائه می‌دهد و احتمال معلق شدن ذرات را کمتر نشان می‌دهد. روابط وان‌راین و زانک در مقایسه با سایر روابط غلظت رسوب بیشتری را نشان می‌دهد.

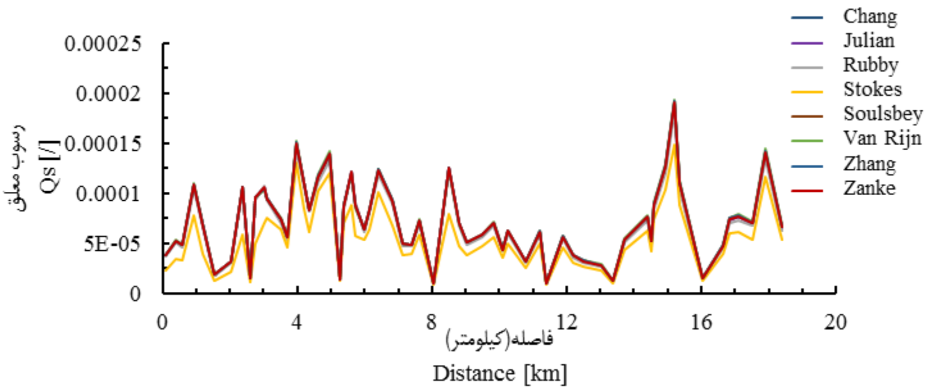
تأثیر معادله رسوب معلق

به منظور بررسی تاثیر معادله رسوب معلق در برآورد غلظت رسوب در طول بازه مورد بررسی، برخی روابط تجربی مشهور به عنوان q_s در رابطه ۲ در نظر گرفته شد. بدین منظور از روش منفصل‌سازی وان لییر، رابطه مک کوئیری و کیفر برای ضریب پخش طولی و سرعت سقوط روبی استفاده شد. تغییرات طولی غلظت متوسط رسوب در هر مقطع در شکل ۹ نشان داده شده است.



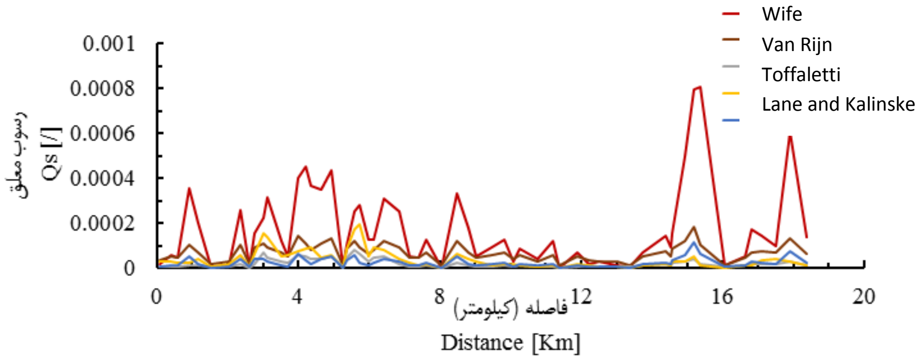
شکل ۷- تأثیر ضرایب مختلف پخشیدگی بر توزیع غلظت رسوب

Figure 7– Effect of different diffusion coefficients on sediment distribution



شکل ۸- تأثیر روابط مختلف سرعت سقوط بر توزیع غلظت

Figure 8– Effect of different velocity formula on sediment distribution



شکل ۹- تأثیر روابط مختلف تجربی برآورد ظرفیت حمل رسوب بر توزیع غلظت

Figure 9– Effect of different empirical relation to predict capacity of suspended sediment on the sediment distribution

همانگونه که ملاحظه می‌شود روش‌های توفالتی، لین-کلینسکی، وان‌راین و حبیبی روند تقریبا یکسانی را نشان می‌دهند هرچند که روش وان‌راین مقدار بیشتری رسوب معلق را در عمده مسیر بجز حوالی کیلومتر ۳ در مقایسه با این سه روش برآورد می‌کند. علاوه بر این روش وایف بیشترین و تفالتی کمترین مقدار بار معلق رسوب را در بازه مورد مطالعه برآورد می‌کند. از جمله دلایل اختلاف فاحش روش وایف و همکاران با سایر روش‌ها در این است که در این روش ظرفیت حمل رسوب حساسیت بیشتری به سرعت جریان، عمق و شیب رودخانه دارد به گونه‌ای که با توان دوم حاصلضرب این پارامترها در ارتباط است.

مقایسه حالت تعادل و عدم تعادل

غلظت رسوب معلق در حالت تعادل با استفاده از روابط تجربی ارائه شده توسط محققین مختلف برآورد می‌شود. غلظت رسوب در حالت عدم تعادل با استفاده از حل عددی معادله ۱۱ بدست می‌آید که می‌تواند بیشتر یا کمتر از حالت تعادل باشد. در شکل ۱۰ مقدار بار معلق را در حالت تعادل و عدم تعادل به ازای معادله‌های مختلف بار معلق نشان داده شده است. غلظت رسوب برآورد شده در حالت نامتعادل در مقایسه با ظرفیت حمل رسوب معلق محاسبه شده توسط روش‌های وایف و همکاران، لین و کالینسکی، وان راین، حبیبی، و تفالتی به ترتیب ۱۲/۷، ۱۱/۵، ۱۳/۹، ۱۲/۷ و ۹/۶ درصد بیشتر است.

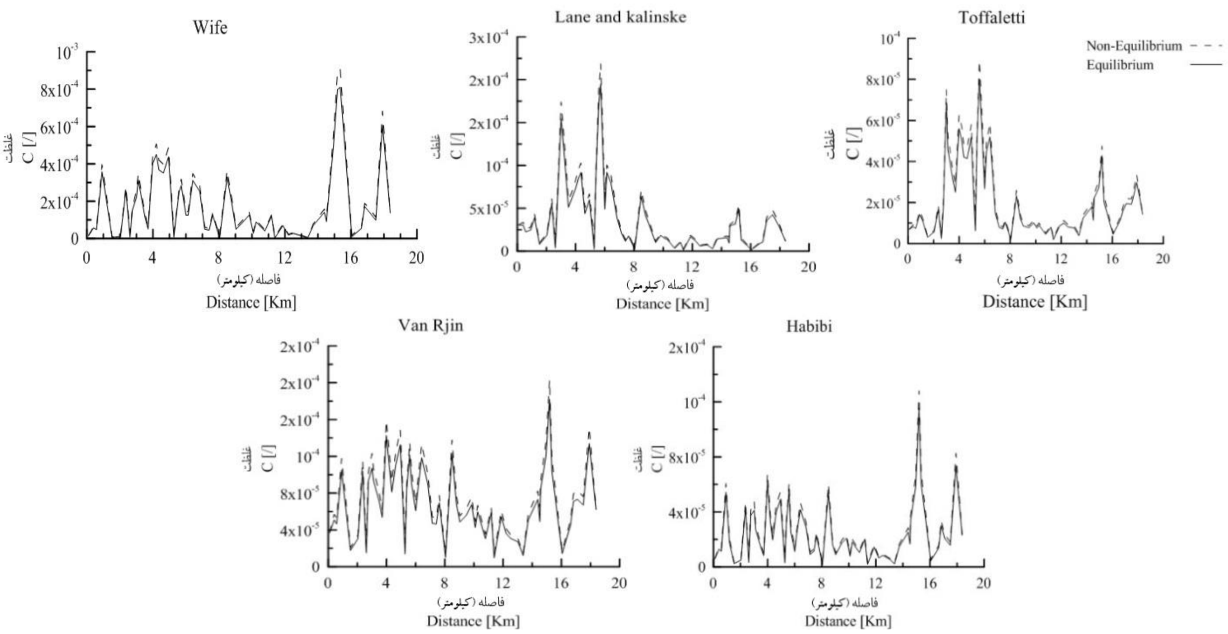
غلظت رسوب برآورد شده در حالت عدم‌تعادل همانگونه که در شکل ۱۱ نیز نشان داده شده است حدود ۱۱/۷ درصد بیشتر از ظرفیت حمل بار معلق می‌باشد. از آنجایی‌که در طبیعت، رسوب معلق بر اساس شرایط عدم‌تعادل منتقل می‌شود، عدم در نظر گرفتن این اختلاف در مسائل مرتبط با مدیریت رسوب از قبیل محاسبه عمر مفید سدها باعث می‌شود عمر مفید غیر واقع‌بینانه بیشتر برآورد شود.

نتیجه‌گیری

در این تحقیق مدلی عددی برای شبیه‌سازی انتقال رسوب معلق با دانه‌بندی غیریکنواخت و در شرایط عدم تعادل توسعه داده شد. صحت‌سنجی مدل در بخش هیدرولیک جریان و رسوب، نتایج دقیق و قابل قبولی را ارائه داد. در این مدل با حل عددی معادله انتقال و پخش غیرماندگار همراه با ترم منبع، توزیع غلظت در طول بازه

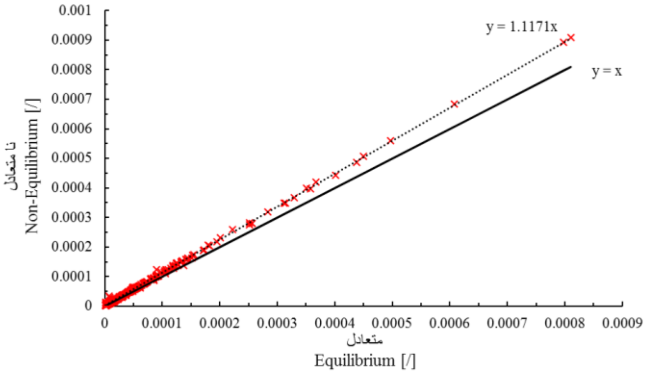
رودخانه قره‌سو محاسبه شد. در ترم منبع روابط تجربی متعددی برای برآورد ظرفیت حمل بار رسوب معلق در نظر گرفته شده است. نتایج تحقیق نشان داد غلظت بار رسوب معلق در طول بازه هنگام استفاده از روش‌های توفالتی، لین-کلینسکی، وان‌راین و حبیبی در ترم منبع تقریبا یکسان است.

با این وجود روش وایف بیشترین و تفالتی مقدار کمترین غلظت رسوب معلق را برآورد می‌کند. تحقیقات قبلی نشان داده است که روابط انتقال رسوب مختلف با توجه شرایط هیدرولیکی، هندسی و رسوبی رودخانه لزوما جواب های یکسانی را ارایه نمی‌دهند. از اینرو برای هر رودخانه رابطه و یا روابط ویژه‌ای پیشنهاد شده است. برای مثال باغبان زاده و کاشفی پور(۲) در شبیه سازی انتقال رسوب معلق غیرچسبنده در رودخانه کرخه مناسبترین رابطه شبیه‌سازی بار معلق را رابطه وان‌راین پیشنهاد کردند. صدائی و همکاران (۷) رابطه بروگز را برای شبیه‌سازی رسوب معلق رودخانه سولگان پیشنهاد کردند. صدایی و سلیمانی (۸) رابطه بگنود را در محاسبه رسوب معلق رودخانه ارمند مناسب تر از رابطه لین و کالینسکی تشخیص دادند. صدائی و سلیمانی (۹) با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی فرمول برآورد بار رسوب معلق چانگ-سایمونز-ریچاردسون را برای سه رودخانه بازفت، سولگان و ارمند پیشنهاد کردند.



شکل ۱۰- مقایسه حالت تعادل و عدم‌تعادل با روابط مختلف رسوب معلق

Figure 10– Comparison of equilibrium and non-equilibrium conditions by different q_s equations



شکل ۱۱- مقایسه بار رسوب محاسبه شده در حالت تعادل و عدم تعادل

Figure 11– Comparison of calculate suspended load under equilibrium and non-equilibrium conditions

بدلیل اینکه سرعت سقوط محاسبه شده توسط رابطه استوکس از سایر روابط بیشتر برآورد گردید، غلظت رسوب معلق محاسبه شده در بازه هنگام در نظر گرفتن این رابطه، از سایر روش‌ها کمتر بدست آمد. همچنین در بین روابط ضریب پخشیدگی طولی رابطه الدر کمترین و رابطه کاشفی‌پور- فالکونر بیشترین مقدار پخشیدگی را در هیدروگراف غلظت ایجاد کردند. باغبان زاده و کاشفی پور (۲) رابطه ضریب پخشیدگی فیشر را در شبیه‌سازی رودخانه کرخه پیشنهاد کردند. بررسی میزان رسوبات در حالت تعادل و عدم‌تعادل نشان داد که مقدار رسوب برآورد شده در رودخانه قره سود در حالت عدم تعادل ۱۱/۷ درصد بیشتر از مقدار آن در حالت تعادل است.

منابع

1- Appadu A.R. 2013. Numerical solution of the 1D advection-diffusion equation using standard and nonstandard finite difference schemes. Journal of Applied Mathematics. 2013(ID 734374):1-14

2- Baghbanpour S., and Kashefipour S.M. 2012. Numerical modeling of suspended sediment transport in rivers (case study: Karkheh River). Journal of Water and Soil Science (Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources) 16(61): 45-57. (In Persian with English abstract)

3- Habibi M. 1998. Proposed semi-experimental formula for calculating the discharge of suspended sediments of rivers. Journal of The College Engineering 31(1): 19-25. (In Persian with English abstract)

4- Kashefipour S.M., and Tavakoly Zadeh A.A. 2008. Hydrodynamic and water quality FASTER model and its application in river engineering. Iran Water Resources Research 3(3): 56-68. (In Persian with English abstract)

5- Lane E.W., and Kalinske A.A. 1941. Engineering Calculations of Suspended Sediment. Trans. Amer. Geophy. Union 20(3): 603-607.

6- Rajaee T., and Mirbagheri S.A. 2010. Suspended sediment model in rivers using artificial neural networks. Journal of Civil Engineering, 21(1):27-43. (In Persian with English abstract)

7- Sedaei N., Honarbakhsh A., Mousavi F., and Sadatinegad J. 2012. Suspended sediment formulae evaluation, using field evidence from Soolegan River. World Applied Sciences Journal 19(4): 486-496.

8- Sedaei N., and Solaimani K. 2012. Comparison of two estimation formulae with the measured values and implication of path analyzing method in Armand River. The Iranian Society of Irrigation and Water 10:53-64. (In Persian with English abstract)

9- Sedaei N., and Solaimani K. 2013. Classification of three formulae Chang- Simons- Richardson, Bagnold, Toffaleti in three rivers using AHP. Journal of Water and Soil Science 23(3): 235-247. (In Persian with English abstract)

10- Toffaletti F.B. 1968. A Procedure for Computation of the Total River Sand Discharge and Detailed Distribution, Bed to Surface. Committee on Channel Stabilization, U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station Technical Report No 5.

11- Van Rijn L.C. 1984. Sediment transport, Part II: Suspended load transport. Journal of Hydraulic Engineering, ASCE 110(11): 1613-1641.

12- Versteeg H.K., and Malalasekera W. 2007. An Introduction to Computational Fluid Dynamics. the finite volume method, Second Edition.

13- Zhang S., Duan J., and Strelkoff T. 2013. Grain-scale nonequilibrium sedimenttransport model for unsteady flow. J. Hydraul. Eng., 139(1): 22–36.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 241-253

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۲۵۳-۲۴۱

Numerical Study of Factors Affecting Distribution of None-Equilibrium Suspended Sediment in Natural Rivers (Case Study: Gharasoo River, Kermanshah)

R. Ghobadian[1*]-H. Shakari[2]

Received: 10-11-2018
Accepted: 14-03-2020

Introduction: The concentration changes of suspended load along the river reach and the contributing factors are of importance for hydraulic and environmental engineers. The first step to calculate the concentration of suspended sediment load is determining the flow hydraulic characteristics along a river reach. Although most of flow in nature are unsteady, the quasi-steady flow condition was considered to be simple in this study and the water surface profile along the river reach with irregular cross sections was calculated by standard step-by-step method. In order to calculate suspended sediment load under non-equilibrium condition, the advection-diffusion equation with source term was numerically solved. In the present sediment model, ten discretization methods, five relations for calculating capacity of suspended sediment load, eight relations for diffusion coefficients and eight relations to calculate particle fall velocity were used and their effects on suspended sediment distribution along 18480 m of Gharasoo river were investigated.

Results and Discussion: The HEC-RAS model output was used to calibrate the present hydraulic model. The models were run with the conditions as same as Manning roughness coefficient and river geometry conditions. The results showed that the calculated water surface profile along the river reach by two models are completely overlapped each other. In other words, the present model has a very good accuracy to predict the water surface profile in the river reach. As most commercial 1-D models (same as HEC-RAS) only consider the equilibrium condition for sediment transport and the bed or total load sediment, comparing the results of present sediment model with them seems not to be reasonable. Therefore, to validate the present suspended sediment model and finding the best method of discretization, an especial shape concentration hydrograph was introduced to the present model as input hydrograph and the model was run when the source term has been deleted deliberately. The volume below the input concentration hydrograph and calculated hydrographs in different cross sections was compared to each other. Comparing the hydrographs showed that the maximum error in calculating the volume of concentration hydrograph with the input hydrograph was 0.029% implying that the model satisfies the conservation laws as well as reliable programing. Among ten discretization methods, the best method for discretization of the advection-diffusion equation was Van Leer's method with the least error compared to other methods. After validating the model, effect of five relations for calculating capacity of suspended sediment load was investigated. The results showed that using the Wife equation estimated the amount of suspended sediment higher than other equations. The Toffaletti equation also estimated suspended sediment load lower than other equation. Among eight particle fall velocity formulas, Stokes relationship estimated the fall velocity larger than other equations. Hence, the Stokes equation application decreases the possibility of suspending the sediment particles. However, employing Van Rijn and Zanke relationships resulted in a greater suspended sediment load distribution along the river reach. Among eight relationships for diffusion coefficients, Elder and the Kashifipour - Falconer equations exhibited the lowest and the highest amount of diffusion in the concentration hydrograph, respectively. Furthermore, the calculated suspended sediment concentration under non-equilibrium conditions was 11.7 % higher than that under equilibrium conditions along the river reach.

Conclusion: Most 1-D numerical models only simulate the bed and total loads sediment transport under equilibrium condition while sediments are transported under non-equilibrium conditions in nature. Sediment transport under non- equilibrium conditions may be greater or lower than the equilibrium condition known as the capacity of sediment transport. In this research, a numerical model was developed to simulate the suspended sediment transport in a river reach under non-equilibrium conditions. The amount of suspended sediment concentration was calculated for each sediment grain size. The results showed that the distribution of suspended

---

1 and 2- Associate Professor and M.Sc. Student of Water Structure,, Department of Water Engineering, Razi University, Kermanshah, Iran, respectively.
(*- Corresponding Author Email: rsghobadian@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.76326

load along the river reach is not significantly sensitive to the fall velocity relations while the type of sediment transport equation affected the suspended sediment transport concentration. The concentration of suspended sediments for non-equilibrium conditions was also 11.7% higher than the concentration of sediments in equilibrium condition.

Keywords: Gharasoo River, Kermanshah, None-equilibrium condition, Numerical simulation, Suspended sediment

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 255-268

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۲۶۸-۲۵۵

مقاله علمی-پژوهشی

درک پیوند آب-غذا-انرژی و مدیریت برای بهره‌وری از منابع آب موجود

محمدرضا گودرزی[1*]- رضا پیریائی[2]- میر رحیم موسوی[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۱/۰۸
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۸

چکیده

بررسی‌ها بر روی پیوند آب، غذا و انرژی[4] یک مبنای مشترک برای پژوهشگران، ذینفعان و دولت جهت درک و مدیریت، امنیت و استفاده از روابط WEF فراهم می‌کند. نمونه رابطه WEF روابط ویژه‌ای را برای تحقیقات بین رشته‌ای که مدیریت یکپارچه منابع آب است مهیا می‌کند. هدف از این پژوهش بهره‌وری مناسب از منابع آب موجود با استفاده از رویکرد آب، غذا و انرژی و با توجه به تغییرات آب‌وهوایی آتی در شهر بروجرد است. در این مطالعه از خروجی مدل HADGEM2 تحت دو سناریوی انتشار RCP2.6 و RCP8.5 مربوط به پنجمین گزارش ارزیابی هیئت بین‌الدول تغییر اقلیم استفاده شد. ریزمقیاس نمایی با استفاده از مدل LARS-WG انجام شد. شهر بروجرد با نرم‌افزار GIS مدل شد و رویکرد آب، غذا و انرژی برای نهایت بهره‌مندی از منابع آب مورد استفاده قرار گرفت. خروجی مدل HADGEM2 تحت دو سناریوی RCP2.6 و RCP8.5 نشان داد که در دوره آتی دما بین ۱/۵ تا ۳ درجه سانتی‌گراد و بارش بین ۲۰ تا ۴۰ میلی‌متر تغییر را تجربه خواهند کرد. نتایج نشان داد حجم بارش به دست آمده از بارش ۶۱۲۶۱۲/۴۵ متر مکعب در سال می‌باشد و چرخه فاضلاب ۱۲۷۵۰۰۰۰ متر مکعب در سال می‌باشد. بنابراین بعد از تصفیه و بازچرخانی دوباره‌ی آب می‌تواند ۶۰/۷۴ درصد تقاضای فعلی آب شهر بروجرد را تأمین کند. می‌توان از این منابع آب برای کشاورزی شهری در و یا آبیاری درختان و فضای سبز و از فاضلاب برای تولید انرژی الکتریکی در شهر استفاده کرد.

واژه‌های کلیدی: تغییرات آب‌وهوایی، منابع آب، مدل HADGEM2، Water-Energy-Food Nexus

مقدمه

نحوه استفاده و تأمین غذا، انرژی و آب رابطه‌ای حل نشدنی با هم دارند. مطابق با تقاضای جهانی برای آب، غذا و انرژی و روند افزایش آن تأمین این منابع جدانشدنی و مرتبط با هم چندان میسر نشده و اطمینان چندانی به تأمین آن‌ها نیست، یک روش زمان‌بر جوامع جهانی تلاش‌های تحقیقاتی خود را برای مطالعه سلسله پیوندی آب، غذا و انرژی در یک چارچوب کل‌نگرانه به کار گرفتند با این هدف که اهداف توسعه پایدار ارائه شده از سوی جامعه ملل تأمین گردد(۲، ۱۸، ۲۳). چنین گفته می‌شود که SDGs[5] یا همان اهداف توسعه پایدار چندان یکپارچه نیستند به‌خصوص در مورد گروه سلسله آب، غذا و انرژی این وضعیت دیده می‌شود (۳۳). نمونه گروه آب، غذا و انرژی ایجاد یک جایگاه مخصوص برای تحقیقات سیاست‌گذاری ذینفعان و سهامداران بخش‌های آب، غذا و انرژی جهت درک و حل موارد پیچیده و گوناگون مربوط به این سه بخش است (۴ و ۱۳). این موارد شامل اختصاص منابع سرمایه‌گذاری برای زیرسازی توسعه اجتماعی-اقتصادی و حفظ منابع طبیعی می‌باشد. وقتی محققان حوزه آب با انجمن‌های تحقیقاتی غذا و انرژی گرد هم می‌آیند، قرار است کاری فراتر از قبل انجام بگیرد و جامعه ما با سؤالات تحقیقاتی بسیاری مواجه می‌شود. محققان حوزه‌ی آب برای درک، مفهوم و مدیریت مبتنی بر مهارت‌ها و تجربه‌های فعلی ما با سیستم آب، غذا و انرژی به دنبال راهکارهایی برای مشارکت هستند و اینکه با چه راهکارهایی می‌توان روش‌شناسی‌های سنتی به کار رفته در آنالیز سیستم‌های آب را به سیستم‌های ارزیابی جدید آب، غذا و انرژی توسعه داد. در چه موارد خاصی محققان آب با محققان حوزه انرژی و غذا می‌توانند همکاری داشته باشند؟ برای متخصصان آب‌شناسی کدام فرآیند اساسی آب‌شناسی تحت تأثیر فرآیند بخش دیگر واقع شده و یا می‌شوند؟ برای مهندسین آب و سیاست‌گذاران چه مسیرهای جدیدی

۱- استادیار (دکتری عمران-آب)، دانشکده عمران، دانشگاه یزد
(*- نویسنده مسئول: (Email: goodarzimr@yazd.ac.ir
۲ و ۳- به‌ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و دکترای تخصصی، مدیریت ساخت، مهندسی آب و سازه‌های هیدرولیکی، دانشگاه آیت‌العظمی بروجردی (ره)، بروجرد
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.78589

4- Water-Energy-Food (WEF)
5- Sustainable Development Goals (SDGS)

برای فناوری زیرسازی و توسعه سیاسی جهت ارتقاء درازمدت باعث ایجاد انگیزه در دیدگاه آب، غذا و انرژی می‌شود؟ این سؤالات باعث ایجاد انگیزه در دیدگاه‌ها می‌شود تا برای روشن‌سازی چگونگی مشارک همسان محققان آب و کاروزان برای ظهور و یا نظم‌دهی به امور گروه آب، غذا و انرژی تلاش کنیم.

برای محققان آب ایده مدیریت یکپارچه منابع یک مورد جدید نیست با بازگشت به برنامه آب (۲۰) محققان برای مطالعه آب در یک چارچوب نظام‌مند درونی دعوت شدند تا روابط چندوجهی آب با جامعه بشری و محیطزیست روشن شود به این ترتیب دفاع از تحقیقات درون رشته‌ای در حوزه آب یک مسیر گسترده در فرآیند پیدا کرده است.هدف از مطالعه گروه آب، غذا و انرژی ارتقاء کارایی و سودمندی سیستم ثبات پایدار و افزایش عملکرد اجرایی سیستم از طریق درک کل‌نگرانه، مدیریت منابع و انعکاس اهداف یکپارچه مدیریت منابع (IWRM[1]) می‌باشد (۳). IWRM تحت عنوان فرآیند ارتقا دهنده توسعه و مدیریت هماهنگ آب، زمین و منابع مرتبط به منظور به حداکثر رسانی رفاه اجتماعی و پیامدهای اقتصادی به روشی عادلانه و بدون به مخاطره انداختن ثبات اکوسیستم‌های حیاتی تعریف می‌شود (۹) و به عنوان یک کلید کاربردی جهت توسعه پایدار از سوی ملل متحد شناسایی شده (۳۱)که با آژانس‌های پیشتاز بین‌المللی[2] بسیاری ارتقا می‌یابد (۱۱). IWRM آن طوری که انتظار می‌رفت اجرای گسترده‌ای نداشت وتحت عنوان دستورالعمل برای فلجی (از کارافتادگی) مورد انتظار قرار می‌گیرد (۲۱). هرینگ و اینگلد (۲۰۱۲) بیان داشتند که حرکت به سوی نیازهای محدوده‌های تنظیمی برای یکپارچه‌سازی و یکپارچه‌سازی فرابخشی در صورتی نیاز است که نقص‌ها و کمبودهایی به واسطه فعالیت‌های خارج از حوزه آب به روز باشد در واقع IWRM رابطه بین تأمین آب و غذا در انرژی را بزرگ‌نمایی می‌کند (۱۳).

منابع آب محدود و ایمنی مواد غذایی و انرژی یکی از چالش‌های اصلی است که جهان در آینده با آن روبرو خواهد شد. پیش‌بینی می‌شود که تا سال ۲۰۳۰ میلادی جمعیت جهان به ۸ میلیارد نفر افزایش یابد که به ناچار فشار زیادی بر روی منابع آب، غذا و انرژی این سیاره خواهند داشت (۲۷ و ۳۶). منابع اقلیمی نه تنها از افزایش جمعیت و نیازهای آب و غذایی تأکید می‌شود، بلکه افزایش رقابت از سوی صنعت علاوه بر تأثیرات تغییرات اقلیمی افزایش خواهد یافت (۴۰). درحالی‌که بهبود تولید محصول برای نیازهای غذایی در آینده ضروری است، ولی منابع محدود آب نمی‌توانند نیازهای آب مورد نیاز را برآورده سازند و کشورهایی مانند چین باید تولید مواد غذایی کشاورزی خود را با همان مقدار یا حتی کمتر از آب مصرفی افزایش دهند (۲۹). به دست آوردن محصولات و انرژی بیشتر در هر قطره آب، به‌ویژه در مناطقی که منابع آب به دلیل تغییرات آب و هوایی ضعیف می‌شوند، برای دستیابی به امنیت غذا و انرژی در سراسر جهان ضروری است (۳۲). تکنیک‌های سنتی مدیریت آب در کشاورزی به دنبال بهره‌وری محصول با استفاده از روش‌های کشاورزی، زیست‌شناسی و مهندسی از جمله ارتقاء فناوری صرفه‌جویی آب در آبیاری (آبیاری بارانی)، اتخاذ روش‌هایی برای کاهش میزان تبخیر خاک و افزایش تحمل به خشکی محصول از طریق اصلاح انتخابی و اصلاح ژنتیکی هستند (۵ و ۳۷). (بنابراین مدیریت منابع طبیعی به طور عمده بر روی توزیع آب و افزایش بهره‌وری منابع آب در طول فرآیند تولید تمرکز دارد. درحالی‌که تحقیقات و تجزیه‌وتحلیل کمی کاهش مصرف آب در تولید محصولات کشاورزی و انرژی از طریق تغییر الگوی مصرف در جمعیت یک استراتژی جدید برای کاهش فشار بر منابع آب فراهم می‌کند.

یک روش مؤثر برای بحث در مورد اهمیت الگوهای مصرف در مصرف آب از طریق مفهوم اثر آب است. اثر آب شاخصی است که اثرات متعددی که تولید و مصرف انسان به منابع آب و محیطزیست از نوع مصرف، مقدار، هدف و بهره‌وری مصرف آب را بیان می‌کند (۱۲ و ۴۱). مفهوم اثر آب هنگامی که تجزیه و تحلیل رابطه‌ی بین منابع آب و نیازهای مصرف را نشان می‌دهد به عنوان شاخص جدیدی عمل می‌کند و پایه‌ای برای تصمیم‌گیری در مورد استفاده مناسب از منابع آب را فراهم می‌کند. سیستم ارزیابی سنتی مدیریت منابع تولید اکنون می‌تواند گسترش یابد تا شامل مدیریت مصرف باشد که می‌تواند یک روش برای بهبود بهره‌وری استفاده از منابع آب باشد (۱۶). در حال حاضر تحقیقات انجام شده در زمینه منابع آب به طور عمده بر سه جنبه تمرکز دارد: ۱- نظریه اثر آب و تجزیه‌وتحلیل کمی، ۲- مطالعات موردی، ۳- ارزیابی و مدیریت منابع آب. ژائو و همکاران (۲۰۰۹) یک چارچوب برای مصاحبه‌ی اثر آب‌های ملی با روش‌های ورودی- خروجی در چین برای سال ۲۰۰۲ ارائه کردند (۳۹). هابک و همکاران (۲۰۰۹) مسیرهای فعلی و سناریوهای تغییر شهرنشینی و شیوه زندگی و سایر اهمیت‌های اقتصادی و اجتماعی مهم چین را با استفاده از اثرات زیست‌محیطی و آب مورد بررسی قرار داد. این مطالعه نشان داد که توانایی ساخت جوامع پایدار در آینده یک چالش کلیدی برای چین است (۱۴). هاکسترا و همکاران (۲۰۱۱) چارچوب تحلیل و ارزیابی کمیابی آب را پیشنهاد دادند و در مورد هدف و استراتژی آب توضیح دادند (۱۲). چاپاگین و تیکنر (۲۰۱۲) اشاره کردند که ابعاد آب یک ابزار مؤثر برای ارزیابی میزان مصرف آب است و می‌تواند به درک بهتر ارتباطات بین استفاده از آب توسعه اقتصادی، عملکرد تجاری و خطرات اجتماعی و محیطزیست کمک کند (۶). ژانگ و همکاران (۲۰۱۳) اشاره کردند مطالعات ارزیابی و مدیریت

1- Integrated Water Resources Management (IWRM)
2- International

منابع آب شامل ارزیابی اثر آب راه‌حل جدیدی برای تعیین اثرات مصرف انسان‌ها برای منابع آب می‌باشد و به سازمان‌های مدیریت برای دستیابی به توسعه پایدار کمک می‌کند (۳۸). عدم امنیت آب، انرژی و مواد غذایی به این معنی است که امنیت آب، امنیت انرژی و امنیت غذایی قطعاً پیوند دارند و اقدامات در هر یک از این‌ها معمولاً در یک یا هر دوتای دیگر تأثیر می‌گذارد. با توجه به اینکه جمعیت جهان تقریباً به ۸ میلیارد نفر می‌رسد، با افزایش تقاضا برای خدمات اساسی و افزایش تمایل به استانداردهای زندگی بالاتر، نیاز به مراقبت بیشتری از منابع حیاتی موردنیاز برای دستیابی به این خدمات و خواسته‌ها آشکار و الزامی شده است (۱۹).

امنیت آب و غذا در ایران با توجه به تغییرات آب و هوایی که در حال رخ دادن است نگرانی‌های زیادی را به خود اختصاص داده است که این مسئله شامل شهرهای کوچک همچون بروجرد نیز شده است. ارزیابی جامع و بهره‌وری منابع آب در شهرها ضروری است، زیرا می‌تواند اطلاعاتی را برای مؤسسات دولتی و عمومی مردم برای توسعه الگوهای مناسب ارائه دهد. هدف این پژوهش استفاده و بهره‌وری مناسب از منابع آب موجود در شهرستان بروجرد می‌باشد و مبنای آن بازگشت آب‌های مصرف شده به چرخه و استفاده مجدد از منابع آب و کاهش برداشت از آب‌های زیرزمینی می‌باشد. بنابراین پتانسیل صرفه‌جویی در استفاده از منابع آب و بازگشت این منابع به چرخه مورد ارزیابی قرار گرفته شد و نتایج می‌تواند به عنوان یک راه‌حل بالقوه برای کمبود آب آینده در شهر بروجرد با استفاده از پیوند آب، غذا و انرژی مورد استفاده قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

رویکرد WEF Nexus

آب، انرژی و امنیت غذایی در سطح جهانی را می‌توان از طریق یک رویکرد ارتباطی به دست آورد، رویکردی که مدیریت و حاکمیت را در سراسر بخش‌ها و مقیاس‌ها ادغام می‌کند. یک رویکرد ارتباطی می‌تواند از انتقال به اقتصاد سبز حمایت کند که هدف آن، در میان سایر موارد، در بهره‌وری استفاده از منابع و انسجام سیاست بیشتر است. با توجه به افزایش ارتباطات بین بخش‌ها در فضا و زمان، کاهش نگرانی اقتصادی، اجتماعی و محیطی منفی می‌تواند کارایی کلی منابع را افزایش دهد، مزایای بیشتری را تأمین کند و حقوق بشر را برای آب و غذا تأمین کند. در یک رویکرد مبتنی بر رابطه، سیاست‌گذاری و تصمیمی متداول در سیلوها به این ترتیب رویکردی را که سبب کاهش ترکیبات و ایجاد همکاری در میان بخش‌ها می‌شود، متوقف می‌کند.

* امنیت آب در اهداف توسعه هزاره[1] به عنوان "دسترسی به آب آشامیدنی سالم و بهداشت" تعریف شده که هر دوی آن‌ها اخیراً به یک حق انسانی تبدیل شده‌اند، در حالی که بخش عمده‌ای از تعاریف امنیت آب در دست نیست دسترسی به آب برای سایر کاربردهای انسانی و اکوسیستم از دیدگاه ارتباطی نیز بسیار مهم است (۳۰).

* امنیت انرژی به عنوان "دسترسی به خدمات تمیز، قابل اعتماد و مقرون به صرفه برای پخت‌وپز و گرمایش، نورپردازی ارتباطات و کاربردهای تولیدی" تعریف شده است و به عنوان دسترسی فیزیکی بدون وقفه انرژی با توجه به نگرانی‌های محیطی مقرون به صرفه است (۱) .

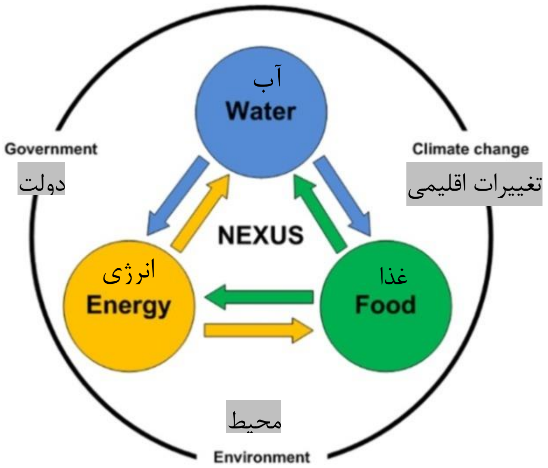
* تأمین مواد غذایی توسط سازمان غذا و کشاورزی[2] به عنوان "دسترسی به غذای کافی و سالم برای رفع نیازهای غذایی و تنظیم غذا برای یک زندگی سالم و فعال" تعریف شده است. غذای مناسب نیز به عنوان یک حق انسانی تعریف شده است (۸).

دیدگاه ارتباطی، درک وابستگی‌های متقابل در بخش‌های آب، انرژی و غذا را افزایش می‌دهد و سیاست‌ها را در نگرانی‌های دیگر مانند آب‌وهوا و تنوع زیستی تحت تأثیر قرار می‌دهد. چشم‌انداز ارتباطی به حرکت به جلو از سیلوها و برج‌های عاج کمک می‌کند که راه‌حل‌های بین رشته‌ای را کنار بگذارند، درنتیجه فرصت‌هایی برای پاسخ‌های دو طرف سودمند و افزایش پتانسیل همکاری بین و در میان تمام بخش‌ها فراهم می‌شود. هر کس در تمام رشته‌ها باید فکر کند و از دیدگاه ارتباطات به منظور تحقق بخشیدن به تأثیر کامل همکاری مستقیم و غیرمستقیم که می‌تواند منجر به عمل شود.

تغییر اقلیم

تابش‌های خورشیدی و بعضاً فعالیت‌های آتشفشانی به عنوان دو عامل طبیعی خارجی بر سیستم اقلیم کره زمین تأثیر می‌گذارند. خورشید مهم‌ترین منبع تأمین گرمایش زمین می‌باشد. این در حالی است که پس از فعالیت‌های آتشفشانی ذرات معلق بسیاری وارد اتمسفر منطقه شده و با انعکاس نور خورشید مانع از رسیدن نور خورشید به سطوح پایینی اتمسفر شده و سبب می‌شود تا دمای منطقه سرد گردد. به مجموع تغییرات ناشی از عوامل طبیعی خارجی و همچنین تغییرات ناشی از نوسانات درونی سیستم، نوسانات طبیعی اقلیم اطلاق می‌گردد (۱۵).

1- Millennium Development Goals (MDGs)
2- FAO



شکل ۱- نمودار شماتیک WEF nexus (۳٤)

Figure 1- WEF nexus schematic diagram (34)

پدیده‌ی تغییر اقلیم که ناشی از افزایش غلظت گازهای گلخانه‌ای، به ویژه گاز دی‌اکسیدکربن در جو می‌باشد، سبب تغییرات فصلی، تداوم خشکسالی، تغییرات در رژیم بارش، میزان جریان، سرعت باد، تابش خورشیدی رسیده به سطح زمین و دمای هوا می‌شود. تغییر تابش منعکس شده‌ی خورشید، تغییر مدار زمین، گازهای گلخانه‌ای و رانش قاره‌ها، مهم‌ترین فاکتورهایی هستند که تغییر اقلیم را تشدید می‌کنند. بروز و تشدید پدیده‌های حدی مانند طوفان‌های سهمگین، یخبندان‌های نابهنگام، خشکسالی‌ها، فراوانی جریان‌های کمینه و موارد مشابه، نتیجه‌ی چنین تغییراتی است که ما را در برخورد با تهدیدی جهانی به یقین رسانده است. پدیده‌ی تغییر اقلیم می‌تواند بر سیستم‌های مختلفی تأثیر بگذارد که سیستم منابع آب از اصلی‌ترین آن‌ها است. بنابراین این پدیده می‌تواند به عنوان عمده‌ترین چالش بشر در دوره‌های آتی قلمداد گردد. افزایش دمای سطح زمین و تغییر در الگوهای بارندگی پدیده‌های قالب در تغییر اقلیم می‌باشند که این دو تقریباً تمام بخش‌های دیگر چرخه‌ی آب را تحت تأثیر قرار می‌دهند تمام مدل‌های گردش عمومی افزایش دما و تغییر در شدت و مقدار بارش را برای قرن حاضر پیش‌بینی می‌کنند (۱۰).

در حال حاضر معتبرترین ابزار جهت تولید سناریوهای اقلیمی مدل‌های سه بعدی جفت شده اقیانوس-اتمسفر گردش عمومی اتمسفر[1] که بعد از این در این متن به آن AOGCM اطلاق می‌گردد، می‌باشد (۱۷ و ۳۵). مدل‌های AOGCM بر پایه قوانین فیزیکی که به‌وسیله روابط ریاضی ارائه می‌شوند, استوار می‌باشند. انجمن IPCC در تدوین گزارش پنجم ارزیابی خود (ARS) از سناریوهای جدید RCP به عنوان نماینده‌های خطوط سیر غلظت‌های گوناگون گازهای گلخانه‌ای استفاده کرده است. سناریوهای جدید دارای چهار خط سیر کلیدی با نام‌های RCP2.6، RCP4.5، RCP6.0 و RCP8.5 می‌باشند که بر اساس میزان واداشت تابشی آنها در سال ۲۱۰۰ و مشخصات متفاوت سطح تکنولوژی، وضعیت اجتماعی و اقتصادی، خط‌مشی‌ها در آینده می‌باشند که در هر شرایط می‌توانند منجر به سطح انتشار متفاوت گازهای گلخانه‌ای و تغییرات اقلیمی گردند. در هر نسخه از این سناریوها، اثر انتشار گازهای گلخانه‌ای بر اساس نقش آن بر سطح واداشت‌های تابشی به چهار دسته ۸/۵، ۶، ۴/۵ و ۲/۶ وات بر متر مربع تا پایان قرن ۲۱، طبقه‌بندی شده‌اند. همچنین نتایج این سناریوها از سال ۱۸۵۰ تا پایان قرن ۲۱ را پوشش می‌دهند و همچنین تا سال ۲۳۰۰ فرموله شده‌اند. سناریوهای RCP با احتمال تغییرات وسیع در فعالیت‌های انسانی و انتشار گازهای گلخانه‌ای در آینده همراه می‌باشند (۷).

در سناریوی RCP8.5 میزان غلظت CO_2 تا سال ۲۱۰۰، به مقدار ۱۳۷۰ ppmv تخمین زده شده است و اثر گازهای گلخانه‌ای بر واداشت‌های تابشی را تا ۸/۵ وات بر متر مربع تخمین زده است.

در سناریوی RCP6.0 میزان غلظت CO_2 تا سال ۲۱۰۰، به مقدار ۸۵۰ ppmv تخمین زده شده است و اثر گازهای گلخانه‌ای بر واداشت‌های تابشی، تا ۶ وات بر متر مربع تخمین زده است.

در سناریوی RCP4.5 میزان غلظت CO_2 تا سال ۲۱۰۰، به مقدار ۶۵۰ ppmv تخمین زده شده است و اثر گازهای گلخانه‌ای بر واداشت‌های تابشی را تا ۴/۵ وات بر متر مربع تخمین زده است.

در سناریوی RCP2.6 میزان غلظت CO_2 تا سال ۲۱۰۰، به مقدار ۴۹۰ ppmv تخمین زده شده است و اثر گازهای گلخانه‌ای بر واداشت‌های تابشی تا ۲/۶ وات بر متر مربع تخمین زده است.

1- Atmosphere-Ocean General Circulation Model

مدل LARS-WG

LARS-WG یک مولد آب‌وهوای تصادفی است که می‌تواند برای شبیه‌سازی داده‌های جوی در یک ایستگاه تحت شرایط اقلیم کنونی و آینده استفاده شود. اولین نسخه LARS-WG در بوداپست در سال ۱۹۹۰ به عنوان بخشی از ارزیابی ریسک کشاورزی در مجارستان توسعه یافته بود (۲۲). سپس در سال ۱۹۹۸ توسط سمنوف بازنگری و بارو[1] تعدیل شد (۲۵). این مدل سری‌های زمانی روزانه از دمای حداقل، دمای حداکثر، بارندگی و تابش خورشید را تولید می‌کند. یک مولد آب‌وهوای تصادفی از آب‌وهوای روزانه مشاهده شده در یک ایستگاه برای محاسبه یک مجموعه از پارامترها برای توزیع‌های احتمال متغیرهای هواشناسی، به علاوه ارتباط بین آن‌ها استفاده می‌کند. این مجموعه از پارامترها برای تولید سری‌های زمانی متغیرهای هواشناسی ساختگی با طول دلخواه از طریق انتخاب تصادفی مقادیر از توزیع‌های مناسب استفاده شده است. از طریق دخالت پارامترهای توزیع‌ها برای یک ایستگاه به همراه تغییرات پیش‌بینی‌شده اقلیمی که از مدل‌های اقلیم جهانی یا منطقه‌ای نتیجه شده، سناریوی اقلیم روزانه برای این ایستگاه می‌تواند تولید شود و در اتصال به مدل‌های شبیه‌سازی سامانه‌های مختلف از جمله منابع آب و کشاورزی برای ارزیابی اثرات استفاده گردد. LARS-WG در اقلیم‌های مختلف امتحان شده است و نتایج خوبی را در تولید آمارهای آب‌وهوای گوناگون شامل حوادث شدید آب‌وهوایی نشان داده است (۲۴).

منطقه مورد مطالعه

شهرستان بروجرد یکی از شهرستان‌های استان لرستان محسوب می‌شود. این استان با مساحت ۲۸۰۶۴ کیلومترمربع در غرب ایران و بین مدار ۴۶ درجه و ۵۱ دقیقه تا ۵۰ درجه و ۳ دقیقه طول شرقی از نصف‌النهار گرینویچ و ۳۲ درجه و ۳۷ دقیقه تا ۳۴ درجه و ۲۲ دقیقه عرض شمالی واقع‌شده است. شهرستان بروجرد با مساحت ۱۶۰۶ کیلومترمربع در حدود ۵/۷ درصد از سطح کل استان را به خود اختصاص داده است. این شهرستان که در شمال استان واقع شده، دارای موقعیت جغرافیایی ۴۸ درجه و ۴۵ دقیقه طول شرقی و ۳۳ درجه و ۵۳ دقیقه عرض شمالی است. شهرستان بروجرد از شمال به شهرستان ملایر از استان همدان، از جنوب به شهرستان دورود و خرم‌آباد، از غرب و جنوب‌غربی به شهرستان خرم‌آباد، از شمال‌غربی به شهرستان نهاوند و از جهت شرق به شهرستان اراک محدود می‌شود. این شهرستان ازنظر تقسیمات کشوری دارای دو نقطه شهری به نام‌های بروجرد و اشترینان و ۲ بخش به نام‌های اشترینان و مرکزی و ۷ دهستان به اسامی (اشترینان، برده‌سره، گودرزی، دره‌صیدی، شیروان، والانجرد و همت‌آباد) است. شهر بروجرد در بخش مرکزی این شهرستان واقع شده و وسعتی بالغ بر ۳۳۹۳ هکتار و یا ۳۳/۹ کیلومتر مربع را داراست (۲۸).

1- Barrow

نتایج

تغییر اقلیم

در این پژوهش، از خروجی مدل HADGEM2 تحت دو سناریوی انتشار RCP2.6 و RCP8.5 مربوط به پنجمین گزارش ارزیابی هیئت بین الدّول تغییر اقلیم، استفاده شد. این مجموعه داده‌ها آزادانه از طریق مرکز توزیع داده که توسط IPCC در سال ۱۹۹۸ شکل گرفته، قابل دسترسی می‌باشند (www.IPCC-data.org). جهت دسترسی به داده‌های مربوط به منطقه مطالعاتی در دوره‌های ۲۰ ساله پایه و آتی، با وارد کردن مختصات مکانی موقعیت مورد نظر و همچنین طول آماری مورد نیاز سری‌های زمانی دما و بارش در دوره پایه (۲۰۰۵-۱۹۸۶) و دوره آتی (۲۰۳۹-۲۰۲۰)، خروجی ماهانه این متغیرها در دو دوره زمانی به دست می‌آید.

جهت اجرای اولیه مدل LARS-WG باید در ابتدا دو فایل ورودی آماده شد، که یک فایل شامل نام، عرض جغرافیایی، طول جغرافیایی و ارتفاع مربوط به ایستگاه اندازه‌گیری داده‌های هواشناسی می‌باشد که در آن فرمت و ترتیب داده‌های ورودی مدل نیز مشخص می‌شود. فایل دیگر شامل داده‌های هواشناسی ورودی به مدل که به‌ترتیب از سال کم به زیاد مرتب شده و محتوی سال، شماره روز، حداقل دما، حداکثر دما، بارش و ساعات آفتابی (دلخواه) روزانه می‌باشد.

در قسمت اول که واسنجی مدل نام دارد، به کمک آنالیزهای مدل بر روی داده‌های ورودی دو فایل حاصل می‌شود. یک فایل شامل خصوصیات آماری داده‌های مشاهداتی از قبیل طول سری‌های خشک و مرطوب به صورت فصلی و میانگین و انحراف معیار دوره-های خشک و مرطوب به صورت ماهانه، توزیع‌های تجربی، مقادیر میانگین، انحراف معیار، ماکزیمم و مینیمم و تعداد داده‌های ثبت شده بارش به صورت ماهانه، و مقادیر حداقل، حداکثر، میانگین، انحراف معیار و تعداد داده‌های ثبت شده حداکثر و حداقل دما و تشعشعات آفتابی به صورت ماهانه و روزانه، همچنین با استفاده از توزیع‌های تجربی فصلی دوره‌هایی از سرما و گرما مدل‌سازی می‌شود، بر این اساس که روز سرد به روزی اطلاق می‌شود که دمای حداقل آن به زیر صفر درجه سانتی‌گراد و روز گرم نیز روزی محسوب می‌شود که دمای حداکثر آن به بالای ۳۰ درجه سانتی‌گراد برسد.

فایل دیگر پارامترهای استفاده شده توسط مدل LARS-WG جهت باز تولید داده‌های مشاهداتی است که شامل بازه‌های

هیستوگرام ماهانه و فراوانی رخدادهای مربوط به هر کدام از بازه‌ها برای بارش، طول دوره‌هایی از سری‌های خشک و مرطوب و تشعشعات آفتابی، ضرایب فوریه مربوط به میانگین و انحراف معیار، حداکثر و حداقل دما در دوره‌های خشک و مرطوب به صورت جداگانه، متوسط خود همبستگی مربوط به حداقل و حداکثر دما و تشعشعات آفتابی (خود همبستگی بر این اساس که مقادیر مربوط به هر روز به شرایط روزهای قبل بستگی دارد)، را نشان می‌دهد. بعد از واسنجی مدل، گام بعدی ارزیابی توانایی مدل برای شبیه‌سازی اقلیم در ایستگاه منتخب می‌باشد. در این مرحله داده‌های ساختگی با فرض اینکه هیچ‌گونه تغییر اقلیمی وجود ندارد برای هر تعداد سال دلخواه مبتنی بر فایل پارامتر ایستگاه منتخب تولید شد که در دو فایل ذخیره می‌شود. سپس مشخصه‌های آماری داده‌های هواشناسی مشاهده شده و ساختگی برای تعیین اینکه آیا اختلافات قابل توجه آماری وجود دارد یا نه تحلیل می‌شوند. در واقع این مقایسه بین دو فایل آماری نتیجه شده از داده‌های مشاهده شده و نتیجه شده از داده‌های تولید شده انجام می‌پذیرد. مدل برای مقایسه بین داده‌های مشاهده شده و تولید شده از سه معیار توزیع‌های احتمال، میانگین‌ها و انحراف معیارها به ترتیب از طریق آزمون‌های آماری کای اسکوئر (K، T و F) استفاده می‌کند. این آزمون‌ها بر اساس این فرض هستند که داده‌های هواشناسی مشاهده شده و تولید شده، هر دو نمونه‌های تصادفی از توزیع‌های موجود هستند. این آزمون‌ها فرض صفر را بررسی می‌کنند. فرض صفر به این معنی است که هر دو توزیع مشابه هستند و اختلاف معنی‌دار نیست، یعنی در اینجا اختلافی بین اقلیم واقعی و اقلیم شبیه‌سازی شده برای آن متغیر وجود ندارد و دو مجموعه از داده‌ها می‌توانند از توزیع یکسان به دست آیند. هر آزمون دارای یک مقدار P می‌باشد که احتمال اینکه هر دو مجموعه از داده‌ها متعلق به همان بنابراین، برای یک مقدار P خیلی پایین فرض صفر رد می‌شود، یعنی اختلاف بین اقلیم واقعی و اقلیم شبیه‌سازی شده برای آن متغیر معنی‌دار است و شباهت بین آن‌ها غیرمحتمل می‌باشد. برعکس، یک مقدار P بزرگ بیانگر آن است که فرض صفر قبول می‌باشد، یعنی تفاوت‌ها به اندازه کافی کوچک هستند و اختلاف معنی‌دار نیست. در اینجا برای این آزمون‌ها سطح اطمینان ۱ درصد در نظر گرفته‌شده است، بنابراین برای ($P\geq0.01$) می‌توان فرض صفر را پذیرفت.

در مرحله سوم که تولید داده‌های هواشناسی نام دارد، داده‌های هواشناسی(دمای حداقل، دمای حداکثر و بارش) برای هر تعداد سال دلخواه بر طبق سناریوی تغییر اقلیم خاصی در آینده شبیه‌سازی می‌شوند (۲۶). مدل برای تولید سری‌های زمانی روزانه دما و بارش در آینده نیاز به معرفی فایل سناریوی تغییر اقلیم که در بخش قبل به آن اشاره شد، دارد. در نهایت با استفاده از بخش تولیدکننده آب‌وهوا، مقادیر سری زمانی داده‌های روزانه دما، بارش تولید خواهد شد.

با توجه به تغییرات بارش ماهانه مشاهده شد که تغییرات در ماه‌های فصل زمستان از ژانویه تا مارس در سناریو RCP2.6 به صورت افزایشی، ولی در سناریو RCP8.5 کاهشی خواهد بود و تا ۲۰ درصد کاهش را نسبت به دوره پایه تجربه خواهد کرد. در ماه‌های فصل بهار، این دو سناریو تغییرات مشابه خواهند داشت و در شرایط نسبتاً برابر با دوره پایه قرار خواهند گرفت. در فصل تابستان هر دو سناریو تا ۴۰ درصد کاهش را نسبت به دوره پایه تجربه خواهند کرد. در طی فصل پاییز سناریو RCP2.6 تا ۲۰ درصد افزایش بارش و سناریو RCP8.6 حدود ۱۰ درصد کاهش را تجربه خواهند کرد.

با توجه به تغییرات دمای کمینه در هر دو سناریو حداقل ۱/۵ درجه افزایش دما نسبت به دوره پایه اتفاق خواهد افتاد. بیشترین افزایش دما در ماه‌های فصل پاییز اتفاق خواهد افتاد و تا ۲/۵ درجه افزایش در ماه اکتبر اتفاق خواهد افتاد. سناریو RCP2.6 به‌طور متوسط ۰/۵ درجه کمتر از سناریو RCP8.5 افزایش دما را برای دوره پایه پیش‌بینی کرده است.

جدول ۱- تغییرات بارش و دمای کمینه و بیشینه برای سناریو RCP2.6 نسبت به دوره پایه

Table 1- Changes in rainfall and minimum and maximum temperatures for RCP2.6 scenario relative to baseline

ماه Month	RCP2.6 تغییرات نسبی بارش 2.6 (mm) Relative precipitation variations RCP2.6	دمای کمینه 2.6 (°C) T Minimum	دمای بیشینه 2.6 (°C) T Maximum
Jan	1.11	1.81	1.95
Feb	1.01	1.64	2.17
Mar	1.08	1.58	2.19
Apr	1.03	1.65	2.3
May	0.98	1.65	2.38
Jun	1.11	1.55	2.06
Jul	0.96	1.61	2.05
Aug	0.66	1.88	2.41
Sep	0.72	2.2	2.63
Oct	1.03	2.22	2.5
Nov	1.14	2.02	2.22
Dec	1.16	1.95	1.97

جدول ۲- تغییرات بارش و دمای کمینه و بیشینه برای سناریو RCP8.5 نسبت به دوره پایه

Table 2- Changes in rainfall and minimum and maximum temperatures for RCP8.5 scenario relative to baseline

ماه Month	RCP8.5 تغییرات نسبی بارش 8.5 (mm) Relative precipitation variations RCP8.5	دمای کمینه 8.5 (°C) T Minimum	دمای بیشینه 8.5 (°C) T Maximum
Jan	0.91	1.45	2.18
Feb	0.82	1.37	2.48
Mar	0.91	1.61	2.68
Apr	1.04	1.79	2.56
May	0.99	1.62	2.34
Jun	1.09	1.67	2.15
Jul	1.26	2.06	2.28
Aug	0.97	2.29	2.67
Sep	0.68	2.4	2.91
Oct	0.84	2.47	2.91
Nov	0.99	2.31	2.73
Dec	0.98	1.88	2.35

تغییرات دمای بیشینه نشان‌دهنده افزایش حداقل ۲ درجه‌ای دما در هردو سناریو نسبت به دوره پایه می‌باشد. برای این پارامتر اقلیمی در فصل زمستان بیش از ۲/۵ درجه افزایش دما در سناریو RCP8.5 و در فصل پاییز نزدیک به ۳ درجه افزایش دما را نسبت به دوره پایه پیش‌بینی کرده است.

مدل GIS

مجموعه داده‌های ریخت‌شناسی شهری ویژگی‌های سطوح شهری از طریق سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی استان لرستان و شهرداری شهر بروجرد فراهم شدند. آمارهای جدولی جمعیت در سطح بلوک و شهر از طریق بخش آمار سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی استان تهیه شدند. عمر ساختمان‌ها، ویژگی‌های ساختمان و آمارهای کمیت و استفاده از کف زمین تهیه شدند. تراکم ساختمان‌ها و تراکم جمعیت بر این اساس محاسبه می‌شوند. آمارها با استفاده از ArcGISبه عنوان سیستم اطلاعات جغرافیایی محاسبه شد. آمارهای فضایی و جدولی که در ArcGIS از طریق شماره‌گذاری بلوک‌ها و خانه‌ها به هم متصل‌اند با توجه به نگرشی یکپارچه و اصل محاسبه همه‌ی داده‌های موجود تهیه شده‌اند. محاسبه سطح منطقه به عنوان کاری استاندارد در ArcGIS برای منطقه درون حیاط بلوک‌ها و سطح پشت‌بام‌ها اجرا شد. به منظور مستثنا قرار دادن لبه‌های چندضلعی بین ساختمان‌هایی که به‌طور مستقیم به هم متصل‌اند، چندضلعی‌ها به طور فضایی در سطح بلوک از طریق Dissolve و سپس معکوس کردن خطوط، ترکیب می‌شوند. خطوط انعطاف‌پذیر به دست آمده در رأس‌ها از هم جدا می‌شوند که لبه‌های ساختمان را برای ارتفاع‌های مختلف ساختمان‌های مجاور تشکیل می‌دهند. برای ارزیابی‌ها ۱۳ درصد از ساختمان‌های یک طبقه مسکونی و بقیه گاراژ و ... می‌باشند، از ساختمان‌های دوطبقه ۱۵ درصد آن‌ها محاسبه شد و مابقی کارگاه و ... در نظر گرفته شدند که غیرمسکونی می‌باشند و در این پژوهش حذف شده‌اند.

* ساختمان‌های سه طبقه و بیشتر مسکونی فرض می‌شوند.
* پشت‌بام‌های با بیشتر از ۱۵ درجه برای برداشت آب باران مناسب هستند و ۱۵ درصد سقف‌های شهر شیروانی تخمین زده شد.
* در حدود ۳۰ درصد از ساختمان‌های شهر دارای پارکینگ به ارتفاع ۲/۵ متر می‌باشند و عرض و طول پارکینگ‌ها ۱۰ متر در نظر گرفته می‌شود.

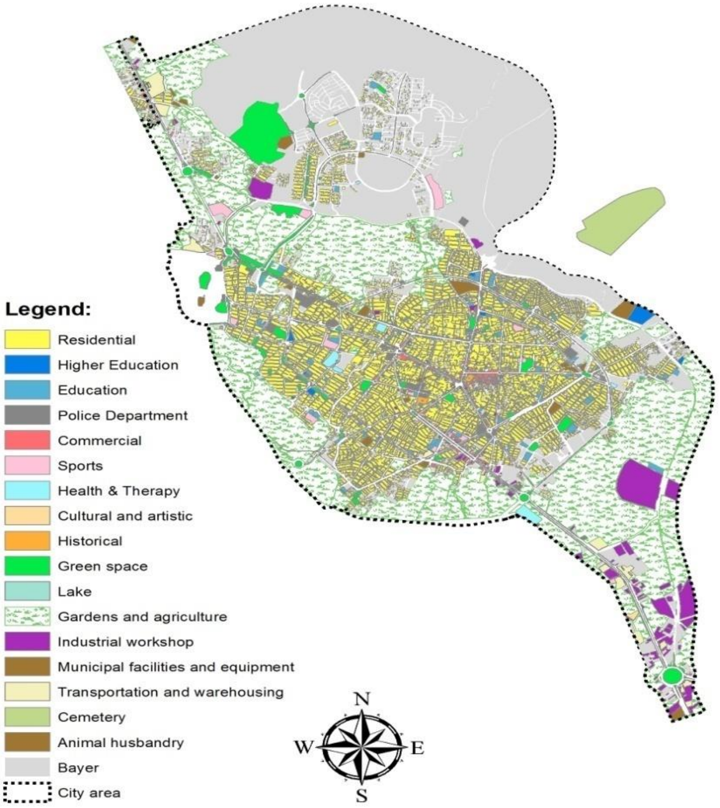
برای همین منظور با توجه به توضیحاتی که ذکر شد و اطلاعاتی که از ادارات مرتبط جمع‌آوری شدند، نقشه‌های مدل شهر به منظور به دست آوردن سطوح موردنظر محاسبه شد.

بهره‌وری ازمنابع آب

در بروجرد به دلیل فراوانی آب‌های زیرزمینی و سطحی مناسب روش سیستماتیک برای کل آبیاری محصولات وجود ندارد. البته در سال‌های اخیر و با توجه به کاهش بارش‌ها آبیاری درختان و مزارع به سمت آبیاری تحت‌فشار و قطری سو گرفته است، ولی هنوز هم در بعضی مزارع هنگامی که محصول نیاز به آب دارد، آب به راحتی استفاده می‌شود. بروجرد برای ۲۴۰۶۵۴ نفر جمعیت ساکن در این

شهر، ۲۲ میلیون متر مکعب آب در سال تولید می‌کند.

از این ۲۲ میلیون متر مکعب در حدود ۱۷ میلیون متر مکعب در دسترس قرار می‌گیرد و ۵ میلیون متر مکعب آن هدر رفت است. میانگین مصرف آب شیرین در بروجرد برای هر نفر در هر روز ۱۹۶/۲۲ لیتر می‌باشد. از این مقدار مصرف آب در شهر بروجرد در حدود ۷۵٪ آن برای سیفون، سینک ظرفشویی و ... استفاده می‌شود. اگر آب سیاه و آب خاکستری قابل استفاده باشد، پس بعد از تصفیه آب موجود برای استفاده دوباره حدوداً ۷۵٪ فاضلاب است و فاضلاب روزانه در مدل نرم‌افزاری شهر ۳۵۴۱۶/۶ متر مکعب در روز می‌باشد. کل فاضلاب تولیدی مدل نرم‌افزاری بروجرد در سال ۱۲۷۵۰۰۰۰ متر مکعب می‌باشد.



شکل ۲- نقشه کاربری اراضی شهرستان بروجرد به تفکیک فضاها

Figure 2- Land use map of Borujerd city by spatial separation

پس از ترسیم فضاهای مورد نظر در محیط GIS تعداد ساختمان‌ها به تفکیک طبقات در جدول ۳ ارائه شد.

جدول ۳- اطلاعات مربوط به طبقات ساختمان‌های مسکونی و سطح قابل استفاده

Table 3- Information on the floors of residential buildings and usable surface

تعداد طبقات Number of floors	تعداد کل ساختمان‌ها Total number of buildings	تعداد بلوک مسکونی Number of residential blocks	تعداد سایر ساختمان‌ها Number of other buildings	تعداد ساختمان‌های پارکینگ‌دار Number of parking buildings
یک طبقه	12110.25	274	1836	-
دو طبقه	9569	385	2184	-
سه طبقه	10559.75	1200	360	-
چهار طبقه	6592.75	720	472	483
پنج طبقه	3009.25	520	490	879
شش طبقه و بیشتر	1734	434	300	1512
جمع	43573	3533	5642	2874

سقف‌های با زاویه تا ۱۵ درجه و بیشتر از آن برای محاسبات جداسازی در جدول ۴ نمایش داده شدند.

جدول ٤- مساحت سقف‌های مورد نیاز و حجم پارکینگ‌ها
Table 4- Area of required ceilings and volumes of parking lots

تعداد بلوک مسکونی شیروانی Number ofgable residential blocks	مساحت کل شیروانی‌ها ($s>15^{\circ}$) (m^2) The total area of the gables	مساحت غیرشیروانی ($s<15^{\circ}$) (m^2) Non-dairy area	حجم کل پارکینگ‌ها (m^3) All parking lots
530	1361361	7314453	718500

چون در سال‌های آینده با کاهش بارش باران مواجه خواهیم بود که ناشی از تغییرات آب و هوایی است، فاضلاب تولیدی شهر می‌تواند پتانسیل منبع آب باشد. منبع مهم دیگر در شهر بروجرد که مورد بهره‌برداری قرار نمی‌گیرد، بارش باران است. همان‌طور که گفته شد سطوح بام‌هایی که از 15° بیشتر شیب دارند می‌تواند برای برداشت آب باران استفاده شوند. همچنین از کف خیابان‌ها و سطوح غیره که به اصلاح تکنیکی خاصی نیاز ندارند، می‌توانند برای برداشت آب باران استفاده کرد. کل منطقه بام‌ها برای این کار در مدل نرم‌افزاری شهر ۱۳۶/۱۳ هکتار می‌باشد. با توجه به بارش‌های پیش‌بینی شده در سال‌های گذشته و تغییرات در بارش سالانه، میزان بارش بین ۰/۴ تا ۰/۵ متر متغیر است که ۰/۴۵ متر فرض می‌شود. همان‌طور که قبلاً سطوح محاسبه شده با توجه به رابطه ۱ می‌توان میزان حجم آب باران را محاسبه کرد:

رابطه (۱) $$Vp = PS_G$$

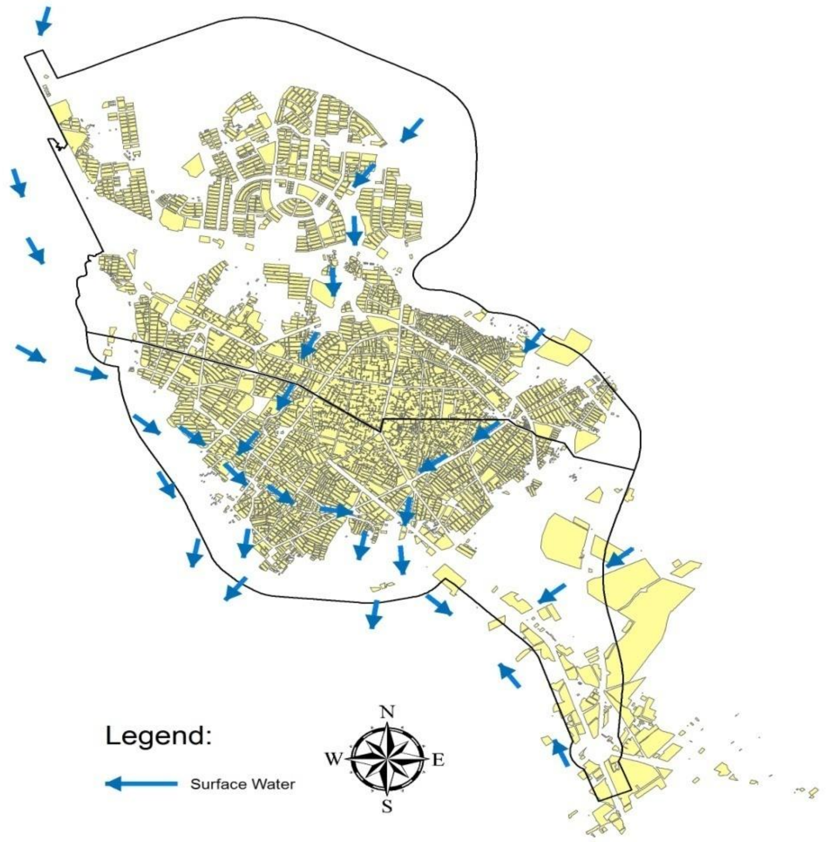
که در آن V_P حجم کل بارش (m^3)، p مقدار بارش (m) و S_G مساحت سطوح شیروانی(m^2) می‌باشد. حجم بارش به دست آمده از بارش ۶۱۲۶۱۲/۴۵ متر مکعب در سال می‌باشد، یعنی حجم کل آب باران موجود در مدل نرم‌افزاری شهر برای پوشش دادن مقداری از تقاضای آب شیرین فعلی شهری مناسب است که به‌طور فرضی ۳/۶٪ منبع آب شیرین را کاهش می‌دهد. برای ذخیره آب باران هم پارکینگ‌های زیرزمینی که در جدول ۴ محاسبه شده است می‌توانند به مخازن آب تبدیل شوند و مورد استفاده قرار گیرند. حجم این پارکینگ‌ها ۷۱۸۵۰۰ متر مکعب است، ظرفیت ذخیره آب موجود کمتر از حجم محاسبه شده می‌باشد. پس برای ذخیره‌سازی آب حاصل از باران مشکلی وجود ندارد. با توجه به محاسبات اگر در زیرساخت‌های شهری آب حاصل از باران قابل جمع‌آوری نباشد، با توجه به شکل ۳ که مسیر حرکت آب باران را نشان می‌دهد، می‌توان زیرساخت‌هایی را در محل تلاقی و خروجی آب از سطح شهر فراهم آورد تا حداکثر استفاده را از این منبع آب شیرین در شهر بروجرد داشت.

بحث

در این پژوهش از خروجی مدل HadGM2 تحت دو سناریوی انتشار RCP2.6 و RCP8.5 که خوش‌بینانه‌ترین و بدبینانه‌ترین حالت می‌باشند، مربوط به پنجمین گزارش ارزیابی استفاده شد. منطقه مطالعاتی در دوره‌های ۲۰ ساله پایه (۲۰۰۵-۱۹۸۶) و دوره آتی (۲۰۳۹-۲۰۲۰) مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل از این بررسی نشان‌دهنده‌ی تغییرات آب و هوایی در دوره آتی می‌باشد که به شرح زیر است:

با توجه به تغییرات بارش می‌توان گفت که تغییرات در ماه‌های فصل زمستان از ژانویه تا مارس در سناریوی RCP2.6 کاهش و تا ۲۰ درصد کاهش را تجربه خواهد کرد. تغییرات بارش در فصل بهار تقریباً مشابه و شرایط برابری با دوره پایه دارند. در فصل تابستان دو سناریو ۴۰ درصد کاهش را تجربه می‌کنند و در فصل پاییز سناریو RCP2.6 تا ۲۰ درصد افزایش بارش و سناریو RCP8.5 در حدود ۱۰ درصد کاهش را تجربه می‌کنند. دو سناریو حداقل ۱/۵ درجه سانتی‌گراد افزایش را نشان می‌دهند و بیشترین افزایش در فصل پاییز اتفاق می‌افتد و در ماه اکتبر ۲/۵ درجه افزایش را شاهد می‌باشیم. تغییرات دمای بیشینه نشان‌دهنده افزایش حداقل ۲ درجه‌ای دما در هردو سناریو می‌باشد. در فصل زمستان دمای بیشینه ۲/۵ درجه افزایش دما در سناریو RCP8.5 و در فصل پاییز ۳ درجه افزایش دما را خواهد داشت.

با توجه به نتایج فوق می‌توان این‌گونه نتیجه گرفت که تغییرات پیش‌بینی شده حاکی از تغییرات آب و هوایی در ۲۰ سال آینده می‌باشد و تغییرات در بارش و دما می‌تواند بر روی منابع آب، غذا و انرژی اثر بگذارد. تغییراتی در آب‌های سطحی و آب‌های زیرزمینی، آب مورد نیاز برای کشاورزی و به طبع آن در بخش غذا و انرژی پدیدار می‌گردد. پس باید تمهیدات لازم برای مقابله با این تغییرات برای سال‌های آتی در نظر گرفته شود تا به مشکل کمبود آب برخورد نکرد. در بروجرد به دلیل فراوانی آب‌های سطحی و زیرزمینی (آبخوان دشت سیلاخور) روش نو و سیستماتیک برای آبیاری باغات و محصولات وجود ندارد. شرکت آب و فاضلاب شهر بروجرد برای ۲۴۰۶۵۴ نفر جمعیت ساکن در این شهر در سال ۲۲ میلیون متر مکعب آب برداشت می‌کند. از این مقدار آب، ۵ میلیون متر مکعب هدررفت و مابقی آن در دسترس شهروندان قرار می‌گیرد. می‌توان گفت هر نفر در شهر بروجرد روزانه ۱۹۶/۲۲ لیتر آب مصرف می‌کند که ۷۵٪ از این مقدار جهت سیفون، سینک ظرف‌شویی، حمام، پخت‌وپز و ... استفاده می‌شود.



شکل ۳- نقشه حرکت آب‌های سطحی
Figure 3- Surface water map

اگر تمهیدات لازم جهت تصفیه آب سیاه و خاکستری اندیشیده شود، فاضلاب روزانه شهر بروجرد که ۳۵۴۱۶/۶ مترمکعب در روز می‌باشد، می‌تواند به چرخه آب مصرفی برگردد. کل فاضلاب شهر در سال، ۱۲۷۵۰۰۰۰ متر مکعب می‌باشد که با توجه به تصفیه آن می‌توان از برداشت آب‌های زیرزمینی جلوگیری کرد.

همچنین منبع مهم دیگر در شهر بروجرد که مورد بهره‌برداری قرار نگرفته است، بارش باران است. می‌توان بام‌های شیروانی و بام‌هایی که زاویه شیب آن‌ها از ۱۵ درجه بیشتر است را برای جمع‌آوری آب باران در فصل‌های پربارش در نظر گرفت. کل منطقه این بام‌ها ۱۳۶/۱۳ هکتار است و با توجه به میانگین متغیر بارش که ۰/۴۵۴ متر می‌باشد، از این منبع نهایت استفاده را داشت. حجم بارش به دست آمده در سال برای شهر ۶۱۲۶۱۲/۴۵ متر مکعب است که قابل توجه است. به‌طور فرضی می‌تواند ۳/۶٪ منبع آب شیرین را تأمین کند. همچنین اگر حجم فاضلاب برای تصفیه در نظر گرفته شود مقدار منبع آب در دسترس به ۱۳۳۶۲۶۱۲/۴۵مترمکعب می‌رسد که می‌تواند ۶۰/۷۴ درصد تقاضای آب فعلی را تأمین کند.

برای استفاده از آب باران فقط بحث تصفیه و در اختیار قرار دادن آن مورد بحث است. در شهر بروجرد به دلیل وجود آب شیرین ناشی از آب‌های سطحی (حدود ۳۰٪ آب شرب را تشکیل می‌دهند) و آب‌های زیرزمینی مناسب (حدود ۷۰٪ از آب شرب شهر را تأمین می‌کنند) انرژی زیاد مورد استفاده قرار می‌گیرد. علاوه بر این می‌توان از فاضلاب بازیافتی شهر بعد از تصفیه برای آبیاری کشاورزی شهری دوباره استفاده کرد، اگرچه در بروجرد به دلیل وجود آب زیرزمینی مناسب که می‌توان به سفره آب زیرزمینی سیلاخور اشاره کرد دارای منابع آبی کافی است، ولی باید توجه داشت که با در نظر گرفتن تغییراتی که در قبل ذکر شده و مقدار بارش باران کاهش پیدا می‌کند، حفظ این منابع آب برای کم‌آبی در آینده ضروری است.

نتیجه‌گیری

تقریباً هر سال، ما تشریفات سالانه‌ای را درباره اجرای خروجی رسانه‌ها، گزارشات دولت، وبلاگ‌های علمی مشاهده می‌کنیم که نشان می‌دهند سال قبل گرم‌ترین سال بوده یا حداقل درمیان گرم‌ترین سال‌ها بوده و داستان‌هایی را در این رابطه می‌خوانیم. به این

داستان معمولی، داستان درباره موضوعاتی مانند تغییر آب‌وهوا، ثبت دماهای محلی بالا، سطح یخ‌های قطب شمال، عقب‌نشینی یخچال‌های قطب جنوب و تصویری از پوشش معروف تغییر اقلیم ما که در حال ظهور است را بیفزایید. موضوعی که کمتر در صفحه اول روزنامه‌ها یا اخبار داغ مطرح می‌شود افزایش مداوم نگرانی در میان تحلیل‌گران امنیت و دانشمندان بسیاری از رشته‌ها از وجود روابط زیاد بین تغییر اقلیم و امنیت ملی، محلی و بین‌المللی انسان است. ما روابط نزدیک منابع و چالش‌های مدیریتی در حال ظهور را نیز به این نگرانی‌ها اضافه می‌کنیم.

ارتباطات آب، غذا و انرژی تعدادی از پیچیدگی‌ها، فرصت‌ها و چالش‌هایی را که بین‌رشته‌ای، متقابلی و چندبخشه‌ای هستند را نشان می‌دهد. این پیچیدگی‌ها صرفاً به یک بخش محدود نمی‌شود، بلکه به دلیل وابستگی بین منابع آب، غذا و انرژی به منابع ذاتی مرتبط است تا منابع انسانی برای رشد بیشتر انسانی و اقتصادی فراهم شود. در نتیجه تعاملات و شوک به یکی از این منابع یک یا چند بخش دیگر را هم تحت تأثیر قرار می‌دهد. یک رویکرد ارتباطی، سرمایه‌گذاری دانش و به اشتراک‌گذاری مهارت‌ها و تخصص را برای ایجاد راه‌حل‌های نوآورانه برای پیچیدگی‌های بین‌المللی مرتبط می‌کند.

آب باران به عنوان یک منبع طبیعی در شهر بروجرد مورد استفاده قرار نمی‌گیرد و به صورت رواناب به رودخانه‌های فصلی ریخته می‌شود که می‌توان گفت برداشت آب باران برای کاهش کم‌آبی در آینده یک فرصت به شمار می‌آید. سیستم آب حاصل از بارش باران از طریق لوله‌های انتقال آب و سیستم فاضلاب هدایت می‌شوند. می‌توان بارش باران و آب حاصل از ذوب برف در زمستان را برای استفاده در فصل‌های کم‌آبی ذخیره کرد و از مازاد آن می‌توان برای تغذیه سفره‌های آب زیرزمینی استفاده کرد. همچنین با توجه به تغییرات آب و هوایی و کشاورزی در بروجرد باید برنامه‌ای برای کاهش استفاده از منابع آب در تابستان ارائه داد که در سال‌های نه چندان دور، انتظار اجرای آن می‌رود.

منابع

1- AGECC (UN Secretary General's Advisory Group on Energy and Climate Change). 2010. Summary Report and Recommendations. p 13.

2- Bhaduri A., Ringler C., Dombrowski I., Mohtar R., and Scheumann W. 2015. Sustainability in the water–energy–food nexus. Water Int 40: 723–732.

3- Biswas A.K. 2004. Integrated Water Resources Management: A Reassessment. Water Int 29: 248–256.

4- Bizikova L., Roy D., Swanson D., Venema M., HenryDavid M., and McCandless M. 2013. The Water-energy-food Security Nexus: Towards a Practical Planning and Decision-support Framework For Landscape Investment and Risk Management. International Institute for Sustainable Development, Winnipeg, Canada.

5- Cai X.M., and Rosegrant M.W. 2004. Irrigation technology choices under hydrologic uncertainty: A case study from Maipo River Basin, Chile. Water Resour Res. 40, W04103, doi: 10.1029/2003WR00 2810.

6- Chapagain A.K., and Tickner D. 2012. Water Footprint: Help or Hindrance? Water Alternatives 5: 563–581.

7- Collins M., Knutti R., Arblaster J., Dufresne J.-L., Fichefet T., Friedlingstein P., Gao X., Gutowski W.J., Johns T., Krinner G., Shongwe M., Tebaldi C., Weaver A.J., and Wehner M. 2013. Long-term Climate Change: Projections, Commitmens and Irreversbility. In : Climate Change 2013: The physical Basis.Contribution of Working Group I to the Finish Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stoker T.F., Qin G.-K., Plattner M., Tignor S.K. Allen J. Boschung A. Nauels Y. Xia V. Bex and Midgley P.M. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York. USA. PP. 1045-1047.

8- FAO. 1996. Rome Declaration on World Food Security and World Food Summit Plan of Action. World Food Summit 13–17 November.

9- Global Water Partnership. 2000. Integrated Water Resources Management, Global Water Partnership. Stockholm.

10- Hamlet A.F., and Leltenmlier D.P. 2007. Effects of 20th Century warning and climate variability on flood risk in the western U. S., Water Resources Research 43: 466427.

11- Hering J.G., and Ingold K.M. 2012. Water Resources Management: What Should Be Integrated? Science 336: 1234–1235.

12- Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., Aldaya M.M., and Mekonnen M.M. 2011. The water footprint assessment manual: setting the global standard. (London and Washington, DC, Earthscan 24: 138–142.

13- Hoff H. 2011. Understanding the Nexus. In: Background Paper for the Bonn 2011 Conference: The Water, Energy and Food Security Nexus, Stockholm Environment Institute.

14- Hubacek K., Guan D.B., Barrett J., and Wiedmann T. 2009. Environmental implications of urbanization and lifestyle change in China: Ecological and Water Footprints. J Clean Prod. 17: 1241–1248.

15- Krysanova V., Dickens C., Timmerman J., Varela-Orlega C., Schluter M., Roest K., Hantyens P., Jaspers F., Buiteveld H., Moreno E., de Pedraza Carrera J., slamova R., Martinkova M., Blanco I., Uteve P., Pringle K., Pahl-Wash C., and Kabat P. 2010. Cross comparison of climate change adaptation strategies across large river basins in Europe, Africa and Asia, Water Resources Management 24: 4121-4160.

16- Kuiper D., Zarate E., and Aldaya M. 2010. Water Footprint and Corporate Water Accounting for Resource Efficiency. United Nations Environment Programme, Nairobi.
17- Lane M.E., Kirshen P.H., and Vogel R.M. 1999. Indicators of impact of global climate change on U.S. water resources. ASCE, J. Water Resour. Planning and Manag 125(4): 194-204.
18- Leck H., Conway D., Bradshaw M., and Rees J. 2015. Tracing the Water-Energy-Food Nexus: Description, Theory and Practice. Geogr. Compass 9: 445–460.
19- Lienhard J.H., Thiel G.P., Warsinger D.M., and Banchik L.D. 2016. "Low Carbon Desalination: Status and Research, Development, and Demonstration Needs". Report of a Workshop Conducted at the Massachusetts Institute of Technology in Association with the Global Clean Water Desalination Alliance, MIT Abdul Latif Jameel World Water and Food Security Lab, Cambridge, Massachusetts.
20- Maass A., Hufschmidt M.M., Dorfman R., Thomas H.A., Marglin S.A.,and Fair G.M. 1962. Design of Water-Resource Systems: New Techniques For Relating Economic Objectives, Engineering Analysis, and Governmental Planning. Harvard University Press, Cambridge, Mass.
21- Merrey D.J. 2008. Is normative integrated water resources management implementable? Charting a practical course with lessons from Southern Africa. Phys. Chem. Earth 33: 899–905.
22- Racsko P., Szeidl L., and Semenov M. 1991. A serial approach to local stochastic weather models. Ecological Modelling 57(1): 27-41.
23- Ringler C., Bhaduri A., and Lawford R. 2013. The nexus across water, energy, land and food (WELF): potential for improved resource use efficiency? Curr. Opin. Environ. Sustain 5: 617–624.
24- Semenov M.A., Brooks R.J., Barrow E.M., and Richardson C.W. 1998. Comparison of the WGEN and LARS-WG stoch - astic weather generators in diverse climates. Clim Res10: 95–107.
25- Semenov M.A., and Brooks R.J. 1999. Spatial interpolation of the LARS-WG weather generator in Great Britain. Climate Research 11: 137-148.
26- Semenov M.A., Barrow E.M., and LARS-WG A. 2002. A Stochastic Weather Generation for Use in Climate Impact Studies LARS-WG 35: 392-444.
27- Smol J.P. 2012. Climate Change: A planet in flux. Nature 483: 12–15.
28- Statistical Yearbook of Lorestan Province. 2002. Lorestan Housing and Urban Development Department (In Persian)
29- Sun S.K., Wu P.T., Wang Y.B., and Zhao X.N. 2013. The virtual water content of major grain crops and virtual water flows between regions in China. Journal of Science Food and Agriculture 93: 1427–1437.
30- UNDP. 2014. Human Development Report. http://www.undp.org.
31- United Nations. 2012. Rio+20 United Nations Conference on Sustainable Development. United Nations. Rio de Janeiro, Brazil.
32- Vince G. 2010. Getting More Drops to the Crops. Science 327: 800–800.
33- Weitz N., Nilsson M., and Davis M. 2014. A nexus approach to the post-2015 agenda: formulating integrated water, energy, and food SDGs. SAIS Rev. Johns Hopkins University Press. 34: 37–50.
34- Wicaksono S.A., Russell J.M., Holbourn A., and Kuhnt W. 2017. Hydrological and vegetation shifts in the Wallacean region of central Indonesia since the Last Glacial Maximum, Quat. Sci. Rev. 157:152-163.
35- Wilby R.L., and Harris I. 2006. A framework for assessing unceruinties in climate change impacts: low-flow scenarios for the river Thames, Water Resources Research. vol. 42. wo2419.
36- Xu D., Liu Y., Li Y.N., and Gong S.H. 2010. Overview on concepts and strategies studies of modern irrigation water management development. Journal of Hydraulic Engineering 39:1204–1212. (In Chinese)
37- Zhang F., Cui Z., Fan M., Zhang W., Chen X., and Jiang R. 2011. Integrated soil-crop system management: reducing environmental risk while increasing crop productivity and improving nutrient use efficiency in China. J. Environ. Qual. 40: 1051–1057.
38- Zhang G.P., Hoekstra A.Y., and Mathews R.E. 2013. Water Footprint Assessment (WFA) for better water governance and sustainable development. Water Resour & Ind 1-2: 1–6.
39- Zhao X., Chen B., and Yang Z.F. 2009. National water footprint in an input–output framework—A case study of China 2002. Ecological Model 220: 245–253.
40- Zhao C.F., and Chen B. 2014. Driving force analysis of the agricultural water footprint in China based on the LMDI method. Environmental Science and Technology 48: 12723–12731.
41- Zoumides C., Bruggeman A., Hadjikakou M., and Zachariadis T. 2014. Policy-relevant indicators for semi-arid nations: The water footprint of crop production and supply utilization of Cyprus. Ecol Indic. 43: 205–214.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 255-268

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۲۶۸-۲۵۵

Understanding Water-Food-Energy Nexus and their Management for the Utilization of the Existing Water Resources

M.R. Goodarzi[1*]- R. Piryaei[2]- M.R. Moosavi[3]
Received: 28-01-2019
Accepted: 17-02-2020

Introduction: Due to climate change that is happening, the security of water and food in Iran has caused many worries, which include small towns like Boroujerd. A comprehensive assessment is necessary as well as the productivity of water resources, because it can provide information for government agencies and the public to develop appropriate patterns. The aim of this study is the use and productivity of water resources in Borujerd city, the aim of this study to utilize appropriately the existing water resources in the city of Boroujerd and it is based on recycling and reusing water resources and reduced harvesting of ground water. So the potential of water saving and return to the cycle has been evaluated, and the results can be used as a potential solution for water shortage in Boroujerd in the future.

Materials and Methods: Water, energy, and food security globally are achieved through a communication approach, an approach that integrates governance and management into all over sectors and scales. A communication approach can support the transition to a green economy which aims instead, among other things, the use of resources and policy coherence. Given the increasing communication between sectors in space and time, reducing economic, social and adverse environmental concerns can increase overall resource efficiency, more benefits and provide human rights for water and food. Therefore in a relationship-based approach, common policy and decision making an approach which reduces the composition and creates collaboration among sectors is in need.

Currently, the most reliable tool to produce climate scenarios is the paired 3D Atmosphere-Oceans General Circulation Models which called AOGCM in this paper. AOGCM is based on the physical relationships that are presented by mathematical relations. In formulating its AR5 synthesis report, the IPCC has made use of new RCP scenarios of greenhouse gas (GHG) emissions. The IPCC society has used new scenarios as trajectory representatives of various concentrations of greenhouse gases. New scenarios have four key trajectories called RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 and RCP8.5 that are based on their radiative stimulus in 2100 and different specifications of the technology level, social and economic situation and future policies.

LARS-WG is a random weather generator that can be used to simulate atmospheric data at a station under current and future climate conditions. The first version developed in Budapest in 1990 as part of an agricultural risk assessment in Hungary, then reviewed and moderated by Semenov in 1998. This model produces a daily time series of minimum and maximum temperature, rainfall and solar radiation.

Results and Discussion: Concerning precipitation variations, it can be concluded that changes in winter months from January to March in RCP2.6 will decrease by 20%. Rainfall variations in the spring are the same and have equal status with the base time. In summer, two scenarios experience a 40% reduction, in fall, RCP2.6 shows a 20% increase in rainfall and the scenario RCP8.5 shows about 10% precipitation reduction. The two scenarios show at least 1.5 degrees Celsius increase and the highest increases are in fall, and in October, a rise of 2.5 degrees has seen. Maximum temperature changes which indicate the temperature increase to 2 degrees at least in both scenarios. In scenario RCP8.5, in winter and fall, the maximum temperature is increased to 2.5 and 3 degrees, respectively. Boroujerd's water and sewage company harvests 22 hm^3 (MCM) water annually for its population of 240,654 people. If the necessary measures are taken for gray and black water purification, Boroujerd's daily city sewage that is 35416/6 m^3 daily, can return to the water cycle. The city's total wastewater is 12,750,000 m^3 per year and it is possible to prevent underground water harvesting with purification. Rainfall is another important resource never utilized in Boroujerd. The gable roof and those with more than 15 degrees gradient can be used to collect the rainwater in the high rainfall season. The total roofs are 136.13 ha and

1- Assistant Professor, Civil Engineering Faculty, Yazd University, Yazd, Iran
(*- Corresponding Author Email: goodarzimr@yazd.ac.ir)
2 and 3- M.Sc. Student in Hydraulic Straucture and Water Engineering and Assistant Professor, Engineering Faculty, Ayatollah Boroujerdi University, Boroujerd, Iran, respectively.
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.78589

according to the average rainfall 0/454m, it can be the maximum use of this resource. The annual volume of precipitation for this city is 612612/45m^3 which is significant. Supposedly, it could provide 3.6% of fresh water. Also, if the volume of sewage is considered for purification, the amount of available water source reaches 13362612/45m^3 which can meet 60/74% of current water demand.

Conclusion: Rainwater is not used as a natural resource in Borujerd city and flows into seasonal rivers as runoff. It can be said that harvesting rainwater is an opportunity to reduce water shortage in the future. Rainwater system transferred through the water pipelines and sewage system. It is possible to store rainfall and water remained after snow melts for dry seasons and its surplus can be used to supply. Also due to climate changes and agriculture in Borujerd city, a plan should be provided to reduce the use of water in the summer which is expected to be implemented shortly.

Keywords: HADGEM2 Model, Climate changes, Water resources, Water-Energy-Food Nexus

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 269-286

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۲۸۶-۲۶۹

مقاله علمی-پژوهشی

شبیه‌سازی پیشروی آب‌شور در آبخوان‌های ساحلی (مطالعه موردی: سواحل جنوبی دریای خزر)

مینا نصیری[۱]- مهدی حمیدی[۲]*- حمید کاردان مقدم[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۱/۲۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۰

چکیده

استخراج بیش از حد از آب‌های زیرزمینی می‌تواند منجر به کمبود آب شیرین، نفوذ آب‌شور به آبخوان‌های ساحلی و درنتیجه شوری بیش از حد آن‌ها شود. مدل‌های شبیه‌سازی آب زیرزمینی ابزاری مفید جهت شناخت رفتار سیستم آبخوان‌های ساحلی هستند. سواحل جنوبی دریای خزر یکی از مناطقی است که با معضل پیشروی آب‌شور به آبخوان‌های ساحلی روبرو است. به‌منظور شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی و پیشروی آب شور در آبخوان ساحلی دریای خزر در منطقه ساری- نکا مدل‌های عددی MODFLOW، MT3DMS و SEAWAT در محیط نرم‌افزار GMS10.0 به کار گرفته شدند. پس از شبیه‌سازی برای ارزیابی مدل، واسنجی در مدل کمی برای تراز آب زیرزمینی و در مدل کیفی برای غلظت شوری به مدت ۴ سال از مهر ۱۳۸۹ تا شهریور ۱۳۹۳ به‌صورت ماهانه انجام گرفت. مدل واسنجی شده با استفاده از اطلاعات در دسترس برای یک سال آینده از مهر ۱۳۹۳ تا شهریور ۱۳۹۴ برای تراز آب زیرزمینی و غلظت شوری صحت‌سنجی شد. نتایج پهنه‌بندی مکانی مدل حاکی از کیفیت مطلوب آب زیرزمینی در نواحی مرکزی و جنوبی آبخوان ساری–نکا بود. پس از صحت‌سنجی مدل و با فرض ثابت ماندن شرایط هیدروژئولوژیکی آبخوان، نتایج پیش‌بینی مدل برای نواحی با TDS بیشتر از ۲۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر برای ۶ سال آینده بیانگر هجوم آب‌شور در مناطق شمالی آبخوان بود.

واژه‌های کلیدی: آبخوان ساحلی، آبخوان ساری–نکا، تهاجم آب‌شور، غلظت شوری

مقدمه

پیشروی آب‌شور در آبخوان‌های ساحلی با توجه به حجم بالای برداشت از منابع آب زیرزمینی در این نواحی و با توجه به قابلیت‌ها و پتانسیل‌های بهره‌برداری به‌عنوان یکی از معضلات مدیریت منابع آب تبدیل شده است. در نواحی ساحلی آبخوان آب شیرین با آب‌شور ارتباط هیدرولیکی داشته و با توجه به میزان تراز آب زیرزمینی جهت جریان به سمت دریا یا اقیانوس برقرار است. تغییر در میزان تراز آب سبب معکوس شدن جریان آب زیرزمینی می‌شود و این موضوع سبب می‌گردد تا جبهه‌های آب‌شور وارد آبخوان شود. این تهاجم و انتقال آب‌شور از طرف دریا به ساحل به‌عنوان تداخل آب‌شور و شیرین یا نفوذ آب‌شور[۴] معرفی می‌شود. تهاجم جبهه‌های آب‌شور می‌تواند تأثیرات منفی زیست‌محیطی بر سیستم بهره‌برداری ساحلی بگذارد و بهره‌برداری از آن‌ها را به‌عنوان منبع تأمین آب با کیفیت مناسب به‌منظور تأمین آب شرب و انجام فعالیت‌های کشاورزی محدود کند. با توجه به افزایش جمعیت و افزایش نیاز از یک‌طرف و تنش‌های اقلیمی و محیطی از طرف دیگر مدیریت منابع آب شیرین آبخوان‌ها بسیار حائز اهمیت است؛ بنابراین با توجه به مشکلات تهاجم جبهه‌های آب‌شور در نوار ساحلی، توجه به مدیریت آبخوان‌های ساحلی جهت کاستن از حرکت گوه[۵] آب‌شور به آبخوان‌ها و بالازدگی مخروطی[۶] آب دریا نزدیک چاه‌های پمپاژ به‌عنوان یکی از اولویت‌های اصلی مدیریت منابع آب مطرح است.

۱ و ۲- به‌ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد و استادیار مهندسی آب و سازه‌های هیدرولیکی، دانشکده عمران، دانشگاه صنعتی نوشیروانی بابل، بابل، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: hamidi@nit.ac.ir)
۳- استادیار پژوهشی مؤسسه تحقیقات آب، وزارت نیرو، تهران، ایران
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.79639

4- Saltwater intrusion
5- Wedge
6- Up-coning

درجه نفوذ آب‌شور در مکان‌ها و شرایط هیدروژئولوژیکی مختلف، متفاوت است. در بسیاری از موارد، ناحیه آلوده‌شده توسط نفوذ آب‌شور به بخش‌های کوچکی از آبخوان محدود می‌شود و هیچ تأثیری بر روی چاه‌های پمپاژ که جهت تأمین آب مورد استفاده قرار می‌گیرد، نداشته و یا تأثیر بسیار کمی دارد. در سایر موارد، آلودگی به‌صورت منطقه‌ای بوده و تأثیر قابل‌توجهی بر منابع آب زیرزمینی دارد. گسترش آب‌شور به یک آبخوان به چندین عامل بستگی دارد. این عوامل شامل مجموع آب زیرزمینی تخلیه‌شده نسبت به مجموع آب شیرین تغذیه‌شده به آبخوان، فاصله تنش‌ها (چاه‌ها، کانال‌های زهکشی) از منبع[1] (منابع) آب‌شور، ساختار زمین‌شناسی و توزیع خصوصیات هیدرولیکی آبخوان و حضور واحدهای محدودکننده‌ای که ممکن است مانع حرکت عمودی آب‌شور به سمت آبخوان یا درون آبخوان شوند، می‌باشد. علاوه بر این، زمان لازم برای جبهه آب‌شور جهت عبور از آبخوان و رسیدن به یک چاه پمپاژ می‌تواند بسیار طولانی باشد. این زمان بسته به محل و عرض جانبی ناحیه انتقالی دارد (۱۶). هجوم آب‌شور استفاده از آب‌های زیرزمینی را جهت مصارف شرب، کشاورزی یا صنعت محدود می‌کند. ازاین‌رو، ضرورت پیش‌بینی مکان و حرکت آلودگی در برابر خطرات احتمالی وجود دارد (۱۰). طی سه دهه اخیر، پژوهش‌های متعددی در ارتباط با جنبه‌های مختلف حرکت املاح در آبخوان‌ها صورت گرفته است. همچنین مدل‌سازی پیشروی آب‌شور به سیستم آب زیرزمینی توجه زیادی را به خود اختصاص داده است و چندین مدل ریاضی و عددی در این ارتباط توسعه یافته است. این مدل‌ها به‌منظور پیش‌بینی مرز مشترک یا ناحیه انتقالی بین آب زیرزمینی (آب شیرین) و آب دریا در مناطق ساحلی به کار گرفته می‌شوند (۱۹). توسعه این مدل‌ها عمدتاً به دلیل مسائل مختلف مربوط به آب‌های زیرزمینی، ازجمله ارزیابی ذخایر آب زیرزمینی، پیش‌بینی نفوذ آب‌شور و حرکت روبه‌جلو یا رو به بالای مرز مشترک در پاسخ به شیوه‌های بهره‌برداری از آب زیرزمینی بوده است.

مسئله پیشروی آب‌شور در سراسر جهان ازجمله در مادراس واقع در هند (۲۳)، آبخوان دلتای نیل در مصر (۲۴)، حوزه آبریز یون لین در جنوب غربی تایوان (۲۷)، مناطق جنوب غربی بنگلادش (۲۰)، هماندو در فلوریدا (۹)، حوزه آبریز رودخانه جائه در شاندوگ چین (۴) و ساوانا در گرجستان (۱۴) گزارش شده است. در بیشتر این مطالعات عامل اصلی پیشروی آب‌شور به آبخوان‌های ساحلی، بهره‌برداری بیش‌ازحد و عدم مدیریت صحیح منابع آب زیرزمینی بوده است. لازمه مدیریت آبخوان‌های ساحلی، انتخاب استراتژی‌های مناسب جهت کنترل و کاهش نفوذ آب‌شور می‌باشد. این استراتژی‌ها تنها زمانی می‌توانند تکامل یابند که فرآیندهای فیزیکی موجود در آبخوان‌های ساحلی به‌طور قابل‌اعتمادی شبیه‌سازی شده و مورد مطالعه قرار گیرند. مدل‌های ریاضی به کار گرفته شده برای یک منطقه خاص پس از واسنجی و صحت‌سنجی می‌تواند جهت شبیه‌سازی پاسخ سیستم آبخوان با در نظر گرفتن استراتژی‌های مختلف پمپاژ و تغذیه به کار گرفته شوند. در سالیان اخیر محققان بسیاری به بررسی نحوه پیشروی آب شور در آبخوان‌های ساحلی با استفاده از مدل‌های مختلف شبیه‌سازی پرداخته‌اند که از آن جمله می‌توان به مطالعات زیر اشاره داشت.

وفایی و همکاران (۲۶) با به‌کارگیری مدل SEAWAT به بررسی چگونگی پیشروی آب‌شور در اثر برداشت بی‌رویه آب زیرزمینی در سواحل پرداختند. اعمال هفت نرخ افزایشی مختلف برای تراز آب نشان داد که این مسئله کاهش گرادیان هیدرولیکی آب زیرزمینی و افزایش نفوذ شوری به آبخوان ساحلی را به دنبال دارد. همچنین انجام پمپاژ با دبی دو و سه برابر و احداث مانع زیرزمینی به ترتیب منجر به افزایش و کاهش پیشروی شوری شده است. کتابچی و همکاران (۱۵) در پژوهش خود با به‌کارگیری مدل عددی SUTRA به بررسی تأثیرات تغییرات اقلیم در میزان پیشروی آب شور در آبخوان‌های ساحلی شیب‌دار پرداختند. نتایج نشان می‌دهد که تأثیر توأمان افزایش سطح آب دریا و تغییرات خط ساحلی موجب تشدید پیشروی آب شور می‌گردد که در مناطق ساحلی با شیب کم، پیشروی آب شور بیشتر است. رضاپور و همکاران (۲۲) در تحقیق خود چگونگی پیشروی آب شور را تحت شرایط کاهش سطح ایستابی آبخوان مورد بررسی قرار دادند. نتایج بررسی آن‌ها نشان داد که دو عامل اختلاف چگالی بین آب شور و شیرین و شیب هیدرولیکی معکوس شده سبب پیشروی آب شور به داخل آبخوان می‌گردد. فتحی زاد و همکاران (۷) به‌وسیله مدل SHARP به بررسی موقعیت مرز مشترک آب شور و شیرین در زیر حوزه تالار پرداختند. نتایج پژوهش آن‌ها نشان داد که در مناطق غربی زیر حوزه تالار آب شور تا فاصله ۴/۵ کیلومتری از خط ساحلی به داخل آبخوان نفوذ کرده است. همچنین در نواحی مرکزی میزان پیشروی آب شور در حدود ۳/۵ کیلومتر از خط ساحلی می‌باشد. کاردان مقدم و همکاران (۱۳) در پژوهشی به بررسی اثرات زیست‌محیطی هجوم جبهه‌های آب‌شور به آبخوان سرایان واقع در استان خراسان جنوبی پرداختند. نتایج این پژوهش نشان داد که مدیریت برداشت از آب زیرزمینی با استفاده از سناریو مدیریتی کاهش برداشت آب از منابع زیرزمینی به‌منظور بهبود کیفیت آب آبخوان‌های کویری و ممانعت از تهاجم آب‌شور کویری به آن‌ها با توجه به خشکسالی‌های اخیر ضروری است. کوبانر و همکاران (۶) در مطالعه خود به توسعه یک مدل برای کنترل و جلوگیری از نفوذ آب‌شور در آبخوان ساحلی دشت Silifke-Goksu با به‌کارگیری مدل SEAWAT در طول دریای مدیترانه در ترکیه پرداختند. نتایج شبیه‌سازی نشان داد که آبخوان دشت یادشده به افزایش بهره‌برداری

1- Source

از آب زیرزمینی حساس است. چیتراکار و همکاران (۵) به بررسی الگوی نفوذ آب دریا در دشت ساحلی AlBatinah واقع در عمان پرداختند. مدل ساخته‌شده برای شبیه‌سازی دو سناریوی کاهش پمپاژ و تغذیه مصنوعی با پمپاژ ثابت برای کاهش نفوذ آب‌شور به کار گرفته شد. پیش‌بینی‌های مدل نشان داد که بهینه‌سازی نرخ پمپاژ و تغذیه مصنوعی موجب کاهش نفوذ آب دریا در دشت ساحلی AlBatinah می‌شود.

با مروری بر مطالعات صورت گرفته می‌توان به اهمیت بررسی مسئله تهاجم شوری در آبخوان‌های ساحلی به‌منظور مدیریت و برنامه‌ریزی صحیح جهت کاهش اثرات زیان‌بار آن پی برد؛ بنابراین با توجه به اینکه در آبخوان‌های سواحل شمالی کشور، آب زیرزمینی به‌عنوان یک منبع اصلی تأمین آب شرب و کشاورزی به شمار می‌رود و به علت مجاورت این آبخوان‌ها با دریای خزر امکان تهاجم شوری به این مناطق ساحلی، نابودی منابع آب زیرزمینی و اثرات مخرب زیست‌محیطی و اقتصادی وجود خواهد داشت؛ لذا در پژوهش حاضر با به‌کارگیری مدل عددی GMS اقدام به ارزیابی کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی آبخوان ساحلی ساری- نکا واقع در استان مازندران، شبیه‌سازی غلظت کل جامدات محلول[1] و کلراید، تعیین مرز مشترک آب شور و شیرین و پیش‌بینی نحوه پیشروی آب‌شور طی زمان در آبخوان ذکر شده پرداخته می‌شود.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه این تحقیق در محدوده ساری- نکا واقع می‌باشد که بین طول‌های جغرافیایی'۳۴°۵۲ تا '۴۴°۵۴ شرقی و '۵۶°۳۵ تا '۵۲°۳۶ شمالی در شمال کشور ایران قرار دارد. مساحت این محدوده ۶۹۳۸/۵ کیلومترمربع می‌باشد که ۹۷۰ کیلومترمربع آن را دشت و مابقی اراضی در ارتفاعات است. سه رودخانه اصلی تجن، نکارود و سیاهرود آبخوان ساحلی را تغذیه می‌کند. روند عمومی منحنی‌های تراز آب زیرزمینی در این دشت شرقی- غربی بوده و فواصل منحنی‌های هم‌تراز سطح آب زیرزمینی در اراضی مخروط افکنه‌ای و جنوبی دشت کم بوده و شیب هیدرولیکی آب زیرزمینی بالا می‌باشد. با حرکت به سمت شمال در اراضی میانی دشت و پایاب دشتی فواصل منحنی‌ها افزایش یافته و شیب هیدرولیکی آب زیرزمینی کاهش می‌یابد. مقادیر توزیع سالانه بارندگی، تبخیر و دما طی دوره آماری ۴۵ ساله (۹۰-۱۳۴۵) به ترتیب برابر ۶۶۴ میلی‌متر، ۱۱۷۶/۴۰ میلی‌متر و ۱۶/۵۱ سانتی‌گراد می‌باشد (۱۸). موقعیت محدوده مطالعاتی در شکل ۱ نشان داده شده است.

روش پژوهش

در این پژوهش ابتدا با به‌کارگیری مدل MODFLOW به ارزیابی کمی منابع آب زیرزمینی پرداخته می‌شود و نتایج حاصل ازآن جهت شبیه‌سازی انتقال شوری با در نظر گرفتن فرآیند انتقال، پراکندگی، انتشار وارد مدل MT3DMS می‌شود و درنهایت خروجی‌های حاصل از مدل MT3DMS جهت شبیه‌سازی انتقال شوری با در نظر گرفتن تغییرات چگالی وارد مدل SEAWAT می‌شود.

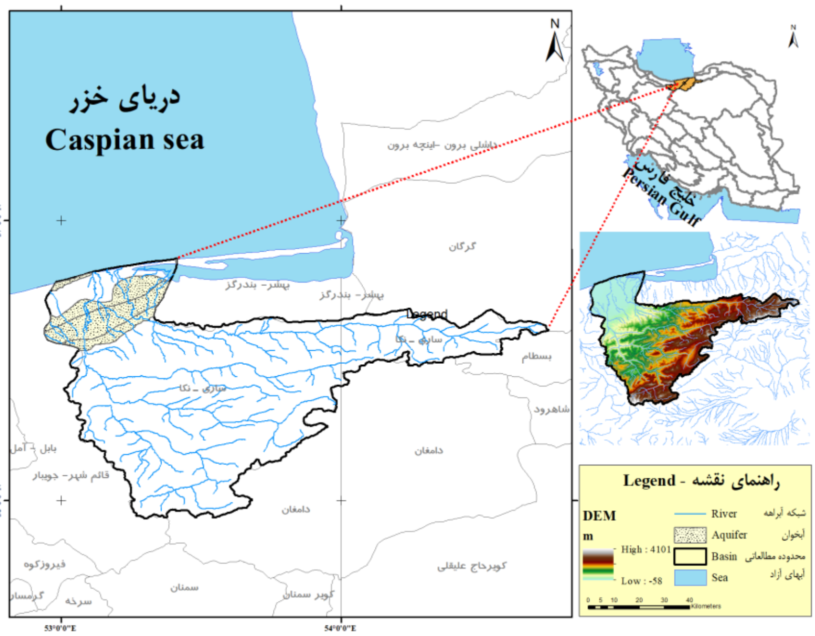
معادلات حاکم

در این پژوهش، از مدل عددی SEAWAT که توانایی شبیه‌سازی سه‌بعدی جریان آب زیرزمینی با در نظر گرفتن چگالی جریان در محیط متخلخل را دارد استفاده شده است. مفهوم اساسی این مدل عددی، ترکیب دو نرم‌افزار شبیه‌ساز جریان آب زیرزمینی MODFLOW (۱۱) و شبیه‌ساز انتقال آلاینده MT3DMS (۲۹) به یک برنامه واحد جهت حل معادلات جریان آب زیرزمینی وابسته به چگالی و انتقال آلاینده می‌باشد. MODFLOW یک مدل تفاضل محدود سه‌بعدی برای شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی در شرایط ماندگار و غیر ماندگار می‌باشد. معادله حاکم برای جریان آب زیرزمینی تحت تأثیر چگالی که توسط MODFLOW در مدل SEAWAT حل می‌گردد به شرح زیر بیان می‌شود (۸):

$$\frac{\partial}{\partial\alpha}\left\{\rho K_{f\alpha}\left[\frac{\partial h_f}{\partial\alpha}+\frac{\rho-\rho_f}{\rho_f}\frac{\partial Z}{\partial\alpha}\right]\right\}+\frac{\partial}{\partial\beta}\left\{\rho K_{f\beta}\left[\frac{\partial h_f}{\partial\beta}+\frac{\rho-\rho_f}{\rho_f}\frac{\partial Z}{\partial\beta}\right]\right\}+\frac{\partial}{\partial\gamma}\left\{\rho K_{f\gamma}\left[\frac{\partial h_f}{\partial\gamma}+\frac{\rho-\rho_f}{\rho_f}\frac{\partial Z}{\partial\gamma}\right]\right\}=\rho S_f\frac{\partial h_f}{\partial t}+\theta\frac{\partial\rho}{\partial C}\frac{\partial C}{\partial t}+\bar{\rho}q_s \quad (۱)$$

که در آن α، β و γ محورهای مختصات عمود برهم در جهت‌های اصلی نفوذپذیری، $K_{f\alpha}$، $K_{f\beta}$ و $K_{f\gamma}$ هدایت هیدرولیکی در سه جهت اصلی (m/s)، ρ چگالی سیال (kg/m^3)، ρ_f چگالی آب شیرین (kg/m^3)، h_f هد آب شیرین (m)، Z ارتفاع بالای مرکز سلول مدل (m)، S_f ضریب ذخیره (1/m)، θ تخلخل مؤثر (بدون بعد)، C غلظت املاح (kg/m^3)، $\bar{\rho}$ چگالی آب ورودی از منبع تغذیه یا خروجی از طریق منبع تخلیه (kg/m^3)، q_s نرخ حجمی جریان بر واحد حجم با توجه به تغذیه و تخلیه آب در واحد زمان (1/s) و t زمان (s) می‌باشد.

1- Total dissolved solids



شکل ۱- منطقه موردمطالعه

Figure 1- Study area

MT3DMS ساختاری مشابه مدل MODFLOW دارد و به‌منظور شبیه‌سازی تغییرات غلظت آلاینده‌های محلول با در نظر گرفتن فرآیند انتقال، پراکندگی، انتشار و واکنش‌های شیمیایی به کار می‌رود. بعد از توسعه و واسنجی مدل جریان، اطلاعات موردنیاز برای شبیه‌سازی انتقال آلودگی (مانند حجم جریان انتقال‌یافته بین سلول‌ها) به این مدل داده می‌شود (۲۱). کد SEAWAT با به‌کارگیری مدل عددی MT3DMS به حل معادلات حاکم بر انتقال املاح که به‌صورت زیر بیان می‌شود، می‌پردازد (۲۸):

$$\frac{\partial C}{\partial t}=\nabla.(D.\nabla C)-\nabla.(\bar{v}C)-\frac{q_s}{\theta}C_s+\sum_{k=1}^{N}R_k \qquad (۲)$$

که در آن D ضریب پراکندگی هیدرودینامیکی (m^2/s)، C_s غلظت املاح ورودی از منبع تغذیه یا خروجی از طریق منبع تخلیه (kg/m^3) و R_k ($k=1, \ldots, N$) نرخ تولید یا تجزیه در واکنش K از N واکنش متفاوت ($kg/\ m^3s$)، هستند.

در شبیه‌سازی جریان وابسته به چگالی و انتقال املاح فرض می‌شود که چگالی سیال تنها تابعی از غلظت املاح است و از اثرات تغییرات فشار و دما بر چگالی سیال صرف‌نظر می‌گردد (۱۷). معادله خطی جهت تبدیل غلظت املاح به چگالی سیال در کد SEAWAT به‌صورت رابطه (۳) بیان می‌شود:

$$\rho=\rho_f\frac{\partial \rho}{\partial C}C \qquad (۳)$$

مقدار $\frac{\partial \rho}{\partial C}$ در رابطه فوق بستگی به واحد انتخاب‌شده توسط کاربر طی شبیه‌سازی دارد. برای نمونه اگر واحد متر و کیلوگرم برای شبیه‌سازی استفاده شود، مقدار $\frac{\partial \rho}{\partial C}$ برابر ۰/۷۱۴۳ است که به‌صورت تقریبی معادل تغییرات چگالی سیال تقسیم بر غلظت املاح برای آب شیرین و آب‌شور می‌باشد.

مدل مفهومی و مدل‌سازی کمی آبخوان

مدل مفهومی جریان آب زیرزمینی یک چارچوب توصیفی و یکپارچه است که می‌توان با استفاده از آن داده‌ها و اطلاعات مربوط به هیدرولوژی آب‌های زیرزمینی را تفسیر نمود. تهیه مدل مفهومی مستلزم تلفیق دقیق داده‌ها، اطلاعات و گزارش‌های مربوط به آبخوان و جریان آب زیرزمینی در محدوده مطالعاتی است (۲۱).

پارامترهای لازم برای مدل مفهومی شامل تراز آب چاه‌های مشاهده‌ای، موقعیت و دبی چاه‌های بهره‌برداری، دبی رودخانه‌ها، توپوگرافی سطح زمین، سنگ کف، محدوده مدل‌سازی و هندسه آبخوان است. تخمین ضرایب هیدرودینامیکی آبخوان (هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه برای مدل کمی و پراکندگی طولی برای مدل کیفی) و تعیین میزان جریان‌های ورودی و خروجی آب زیرزمینی و تعیین هرگونه منابع تغذیه و تخلیه آبخوان از دیگر پارامترهای موردنیاز جهت تهیه مدل مفهومی است.

پس از تهیه مدل مفهومی، برای انجام مدل‌سازی عددی شبکه تفاضل محدود با سلول‌هایی به ابعاد ۵۰۰ * ۵۰۰ متر مورد استفاده قرار گرفت. در گام بعدی هندسه آبخوان که شامل مرزهای مدل و توپوگرافی سنگ کف و سطح آبخوان است با استفاده از روش‌های درون‌یابی در مدل اعمال گردید. لایه‌های تراز ارتفاعی سطح زمین از داده‌های DEM[1] استخراج و با استفاده از درون‌یابی، کلیه نقاط به‌طور مستقیم به شبکه مدل تعمیم داده شد. لایه ارتفاعی سنگ‌بستر آبخوان نیز به کمک تفاضل داده‌های تراز سطح زمین و نقشه تغییرات ضخامت آبخوان ساخته شده و از طریق درون‌یابی وارد مدل گردید. مدل‌سازی آبخوان در حالت ماندگار برای مهر ۱۳۸۹ و در حالت غیر ماندگار برای یک دوره ۴ ساله شامل ۴۸ دوره تنش از مهر ۱۳۸۹ تا شهریور ۱۳۹۳ در نظر گرفته شد. به دلیل کمتر بودن نوسان تراز آب زیرزمینی و توازن بین تغذیه و تخلیه آبخوان در ماه اول سال آبی، مهرماه برای شروع مدل‌سازی انتخاب گردید. در طی این دوره مدل واسنجی شد و صحت‌سنجی نیز برای یک دوره یک‌ساله از مهر ۱۳۹۳ تا شهریور ۱۳۹۴ انجام گرفت.

با ترسیم نقشه هم‌پتانسیل آب زیرزمینی در نرم‌افزار ArcGIS10.5 با استفاده از آمار تراز آب زیرزمینی ۱۴ حلقه چاه مشاهده‌ای در مهرماه ۱۳۸۹ و اعمال آن به سلول‌های مدل از طریق درون‌یابی، شرایط اولیه مدل تعیین شد. مرز ورودی و خروجی آبخوان شدت جریان وابسته به بار هیدرولیکی GHB[2] در نظر گرفته شد. بخش‌های جنوبی آبخوان به‌عنوان مرز ورودی و بخش شمالی آبخوان که محل تخلیه جریان‌های سطحی رودخانه‌های واقع در محدوده مطالعاتی به دریا می‌باشد مرز خروجی جریان در نظر گرفته شد. هدایت هیدرولیکی در محدوده آبخوان با توجه به نقشه هم‌قابلیت آبخوان و نقشه هم‌ضخامت لایه آبدار به مدل اعمال گردید. با توجه به ناهمگنی آبخوان و متفاوت بودن بافت زمین‌شناسی منطقه در نقاط مختلف، محدوده مطالعاتی موردنظر به چندین ناحیه جهت اعمال هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه تقسیم‌بندی گردید.

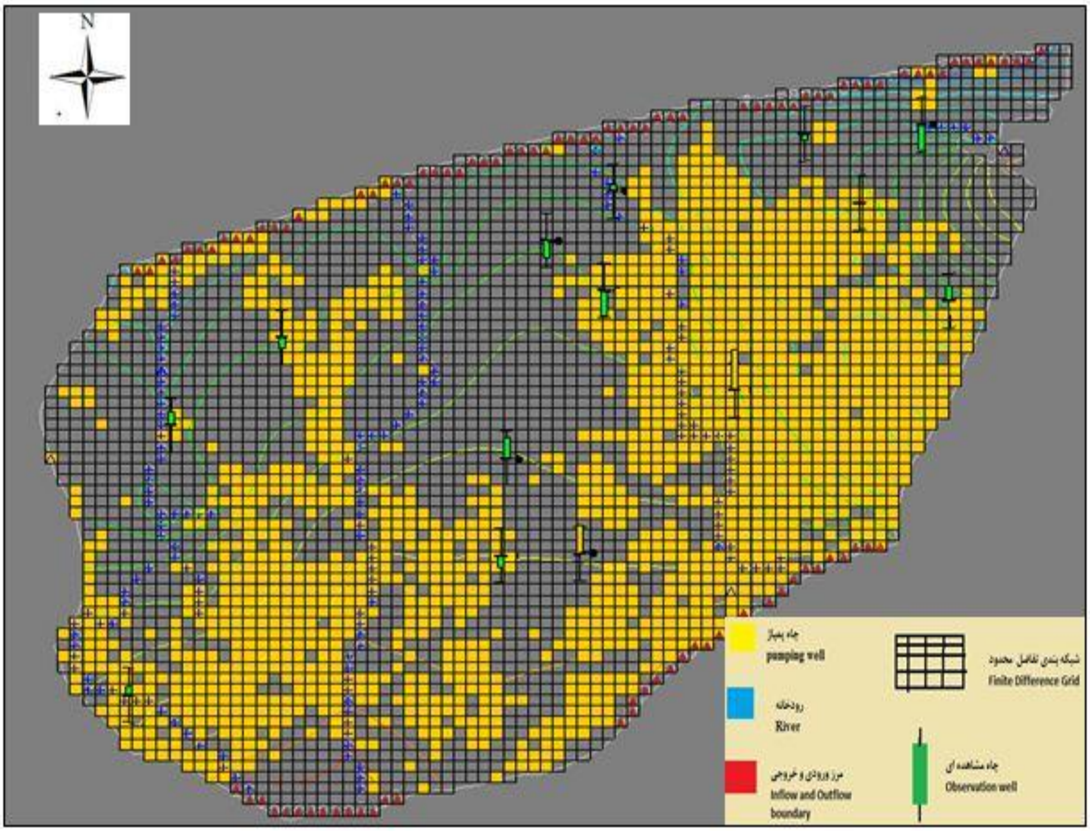
در شرایط غیر ماندگار، مقادیر آبدهی ویژه براساس نتایج ۱۴ آزمایش پمپاژ و باتوجه به مطالعات جباری و همکاران (۱۲) برآورد شده است. متوسط ضریب هدایت هیدرولیکی در آبخوان ۱۰ متر بر روز برآورد گردید. مقدار حداکثر، حداقل و متوسط آبدهی ویژه به ترتیب ۸ ، ۱ و ۳/۴ درصد در نظر گرفته شد. مقادیر این دو پارامتر در مرحله واسنجی تصحیح خواهند شد. میزان نفوذ از بارندگی در سطح ناحیه دشتی ساری- نکا نیز ۶۵/۸۲ میلی‌متر محاسبه شده است که ۹/۹۱ درصد از میزان بارندگی سطح دشت را شامل می‌شود (۱۸). همچنین با توجه به بافت خاک دشت، وضعیت کرت بندی و شیوه آبیاری ۲۰ درصد از نرخ برداشت چاه‌های کشاورزی کاهش داده شد و تحت عنوان تغذیه از طریق آب برگشتی کشاورزی به مدل اعمال شد (۱۸). با توجه به متغیر بودن مؤلفه‌های تغذیه و تخلیه آبخوان در دوره‌های تنش مختلف، در شبیه‌سازی حالت غیر ماندگار این مقادیر برای هر دوره تنش متفاوت خواهد بود.

در دشت ساری- نکا به دلیل غرقابی بودن آبیاری در فصول کشاورزی (کشت غالب منطقه برنج است) تبخیر از آب زیرزمینی صورت نمی‌گیرد؛ بنابراین در فصول کشاورزی از تبخیر و تعرق صرف‌نظر می‌گردد و در سایر فصول مقدار تبخیر از آب زیرزمینی برابر ۹/۷۸ میلیون متر مکعب در نظر گرفته شد (۱۸). خصوصیات رودخانه‌ها جهت ورود به مدل عددی با توجه به نقشه‌های حد حریم و بستر رودخانه‌ها و مقادیر آبدهی در گزارشات بیلان منابع آب منطقه استخراج و در مدل اعمال شد. در شکل ۲ موقعیت چاه‌های بهره‌برداری و مشاهده‌ای کمی، سلول‌های فعال و غیرفعال، مرزها و سلول‌های مربوط به رودخانه آورده شده است.

مدل‌سازی کیفی آبخوان

پس از ساخت، واسنجی و صحت‌سنجی مدل کمی جریان، مدل کیفی آب زیرزمینی در نرم‌افزار MT3DMS تهیه گردید. در مدل کیفی که به بررسی پدیده انتقال املاح در آب زیرزمینی می‌پردازد مانند مدل جریان زیرزمینی نیاز به تعریف شرایط مرزی است. شرایط مرزی در نظر گرفته در این مدل شامل مرز با غلظت اولیه معین که در تمام محدوده مدل اعمال شده و مربوط به زمان شروع مدل‌سازی است، می‌باشد. مرز با غلظت معین برابر با ۳۵۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در قسمت شمالی آبخوان برای پارامتر TDS و ۲۸۲/۲ میلی اکی‌والان بر لیتر (در حدود ۱۰۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) برای پارامتر کلراید در مجاورت دریای خزر است. غلظت اولیه مدل از طریق درون‌یابی مقادیر غلظت TDS و کلراید قرائت‌شده در چاه‌های مشاهده‌ای کیفی (۱۸ حلقه چاه کیفی) در آغاز شبیه‌سازی (مهر ۸۹) به مدل اعمال شده است. مقادیر پخشیدگی طولی اولیه، نسبت‌های پراکندگی جانبی افقی به پراکندگی طولی و پراکندگی جانبی قائم به پراکندگی طولی به ترتیب برابر ۵۰ متر و ۰/۱ و ۰/۰۱ در نظر گرفته شده است (۲ و ۳). مقدار تخلخل در آغاز شبیه‌سازی در تمامی محدوده مدل برابر ۰/۳۵ و ضریب انتشار ملکولی برابر 10^{-9} متر مربع بر ثانیه منظور گردید. این مقادیر طی فرآیند واسنجی تصحیح خواهند شد. همچنین اطلاعاتی از قبیل محدوده اجرای مدل، شبکه‌بندی و توپوگرافی سطح زمین و سنگ‌بستر همانند مدل کمی است. تقسیم‌بندی زمانی کیفی آبخوان با گام‌های زمانی ۶ ماهه و با توجه به داده‌های ماه‌های آبان و اردیبهشت در ۸ دوره تنش از مهر ۸۹ تا شهریور ۹۳ صورت پذیرفت. صحت‌سنجی مدل کیفی به مدت یک سال شامل دو دوره تنش ۶ ماهه از مهر ۹۳ تا شهریور ۹۴ اجرا شد.

1- Digital elevation model
2- General Head Boundary



شکل ۲- مدل مفهومی آبخوان ساری- نکا

Figure 2- Conceptual model of Sari-Neka

نتایج و بحث

نتایج واسنجی و صحت‌سنجی مدل کمی

اصولاً یک مدل آب زیرزمینی با عدم قطعیت‌های مختلفی روبه‌رو است. یکی از بارزترین پارامترهای ایجادکننده عدم قطعیت در شبیه‌سازی، پارامترهای هیدرودینامیکی آبخوان (هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه) می‌باشند که باید به نحوی مطلوب ناحیه‌بندی و مقادیر مناسبی برای آن‌ها در نظر گرفته شود (۱). بر این اساس مدل ابتدا در حالت ماندگار برای گام زمانی مهر ۱۳۸۹ با استفاده از داده‌های تراز آب مربوط به این ماه و سپس در حالت غیر ماندگار در دوره زمانی مهر ۱۳۸۹ تا شهریور ۱۳۹۳ اجرا و واسنجی شد. این واسنجی با استفاده از داده‌های تراز آب مربوط به این دوره آماری به‌منظور به حداقل رساندن اختلاف تراز آب مشاهداتی و محاسباتی در محل چاه‌های مشاهده‌ای به روش سعی و خطا به ترتیب با تغییر محدود در پارامترهای هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه انجام شد. لازم به ذکر است که نتایج مدل واسنجی شده در حالت ماندگار به‌عنوان شرایط اولیه در شبیه‌سازی حالت غیر ماندگار در نظر گرفته می‌شود. در

اشکال ۳ و ۴ پهنه‌بندی مقادیر هدایت هیدرولیکی در واسنجی ماندگار و آبدهی ویژه در ابتدا و انتهای واسنجی غیر ماندگار ارائه شده است. با توجه به اشکال ۳ و ۴ مشخص می‌گردد مقادیر این پارامترها در نواحی شمالی کمتر و در نواحی جنوبی بیشتر است که این امر نشان‌دهنده نفوذپذیری کمتر و ریزدانه‌تر بودن اندازه ذرات خاک در بخش‌های شمالی آبخوان است.

مقایسه مقادیر مشاهداتی در مقابل مقادیر محاسباتی تراز آب زیرزمینی در دوره واسنجی در شکل ۵ ارائه شده است. نتایج به‌دست‌آمده نشان‌دهنده تطابق قابل‌قبول بین مقادیر محاسباتی و مشاهداتی است.

همچنین در شکل ۶ تراز سطح آب مشاهداتی و محاسباتی در طول زمان واسنجی غیرماندگار در محل دو چاه مشاهده‌ای به عنوان نمونه ارائه شده است.

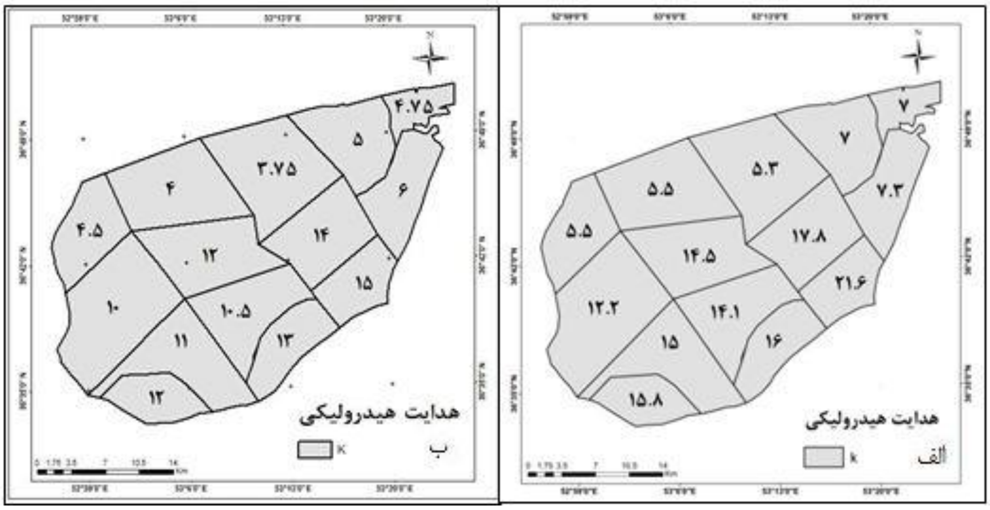
مقایسه مقادیر مشاهداتی در مقابل مقادیر محاسباتی تراز آب زیرزمینی در دوره صحت‌سنجی در شکل ۷ ارائه شده است. نتایج به‌دست‌آمده نشان‌دهنده برازش قابل‌قبول بین مقادیر محاسباتی و مشاهداتی است. میزان خطای آماری مدل در مرحله واسنجی و صحت سنجی در جدول ۱ آورده شده است. میزان خطاهای آماری

برآورد شده در شبیه‌سازی مدل کمی حاکی از صحت مدل ساخته‌شده می‌باشد.

ارزیابی مدل کیفی

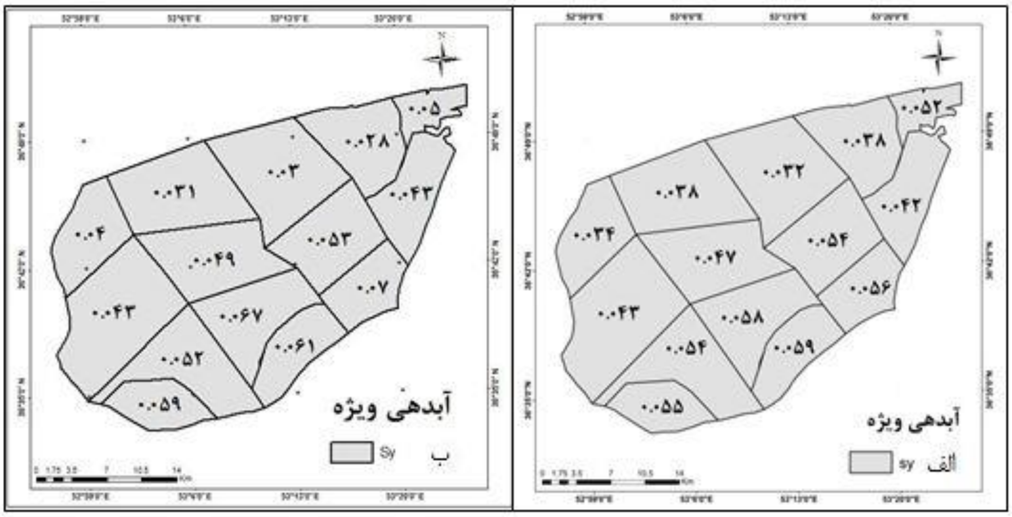
فرآیند واسنجی در مدل کیفی همانند مدل کمی به روش سعی و خطا و با تغییر پارامترهای پراکندگی افقی، نسبت‌های پراکندگی جانبی افقی به پراکندگی طولی و پراکندگی جانبی قائم به پراکندگی طولی صورت پذیرفت. در طی مرحله واسنجی مقادیر غلظت TDS و کلراید قرائت‌شده در چاه‌های مشاهده‌ای منتخب با مقادیر غلظت شبیه‌سازی‌شده توسط مدل طی دوره آماری مهر ۱۳۸۹ تا شهریور ۱۳۹۳ مقایسه گردید تا میزان خطای آماری مدل به سطح قابل قبولی از دقت برسد. جهت کنترل روند فرآیند واسنجی مدل کیفی مقایسه بین مقادیر غلظت TDS و کلراید قرائت‌شده در چاه‌های مشاهده‌ای در مقابل مقادیر غلظت TDS و کلراید شبیه‌سازی‌شده توسط مدل در شکل ۸ ارائه شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود غلظت آب زیرزمینی با ضریب تبیین کمتر از ۰/۸۵ همبستگی کمتری نسبت به مقادیر تراز آب زیرزمینی دارند. دلیل این امر تأثیر کم تغییرات پارامترهای مؤثر بر پخش به‌عنوان تنها عامل ورودی مدل، بر کاهش خطای آماری مدل در فرآیند واسنجی است.

اشکال ۹ و ۱۰ نیز مقایسه بین غلظت‌های مشاهداتی و محاسباتی را در محل دو چاه‌های مشاهده‌ای طی واسنجی مدل کیفی نشان می‌دهد.



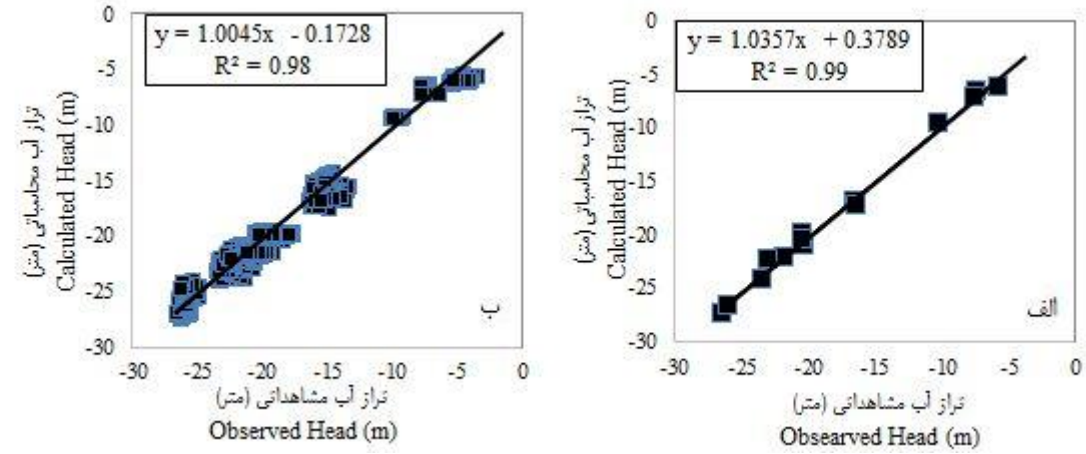
شکل ۳- مقادیر هدایت هیدرولیکی آبخوان (متر بر روز) (الف) بعد از واسنجی، (ب) قبل از واسنجی

Figure 3- The value of Hydraulic conductivity in aquifer (m/day), (A) after calibration, (B) before calibration



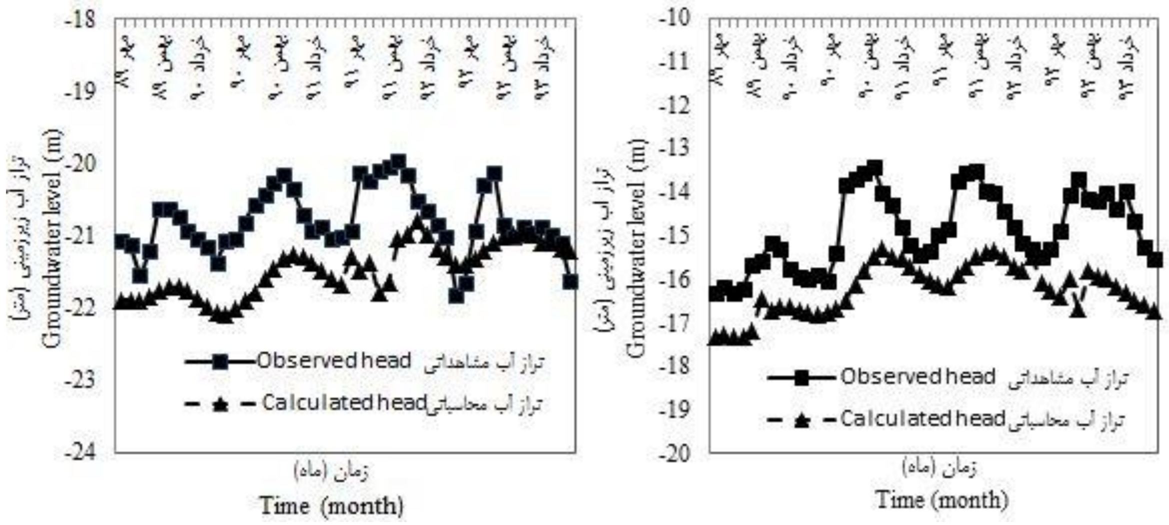
شکل ٤- مقادیر آبدهی ویژه آبخوان (الف) بعد از واسنجی، (ب) قبل از واسنجی

Figure 4- The value of Specific yield in aquifer, (A) after calibration, (B) before calibration



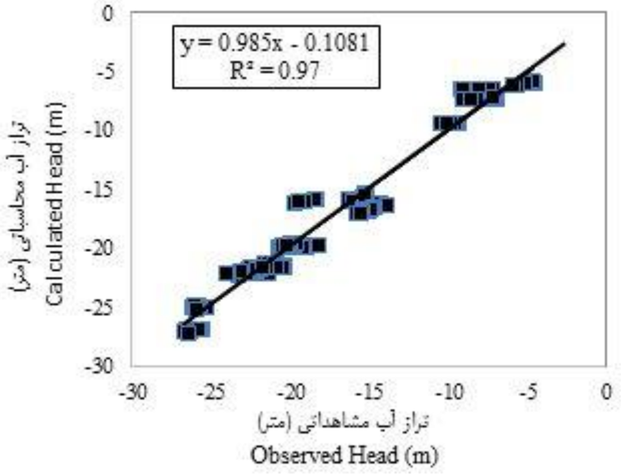
شکل ۵- مقایسه تراز آب مشاهداتی و محاسباتی در واسنجی (الف) مدل جریان ماندگار، (ب) مدل جریان غیر ماندگار

Figure 5- Comparison of observed and calculated head in the calibration (A) steady state flow model, (B) transint flow model



شکل ٦- تراز آب مشاهداتی و محاسباتی در دو چاه مشاهده‌ای نمونه

Figure 6- Calculated and Observed groundwater level of two sample observation wells



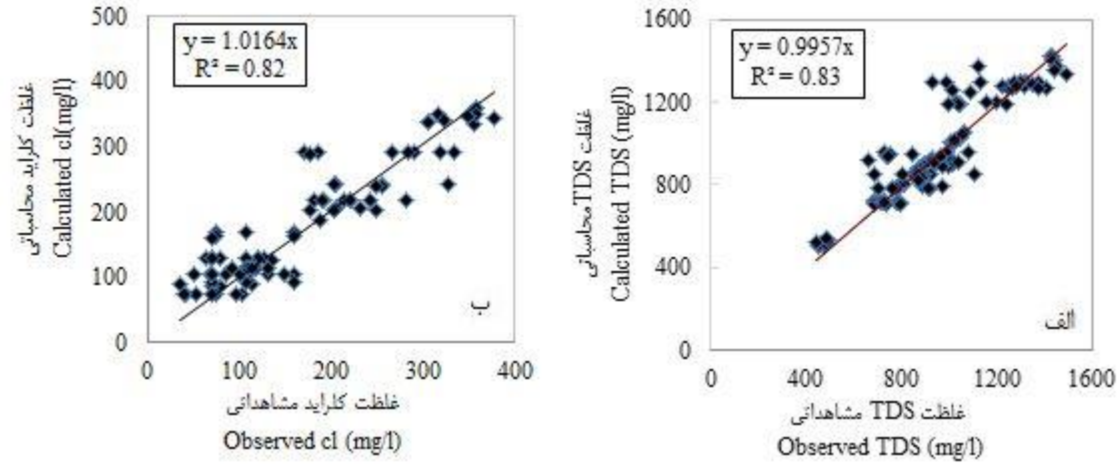
شکل ۷- مقایسه تراز آب مشاهداتی و محاسباتی در صحت‌سنجی مدل جریان

Figure 7- Comparison of observed and calculated head in the validation flow model

جدول ۱- میزان خطای مدل کمی

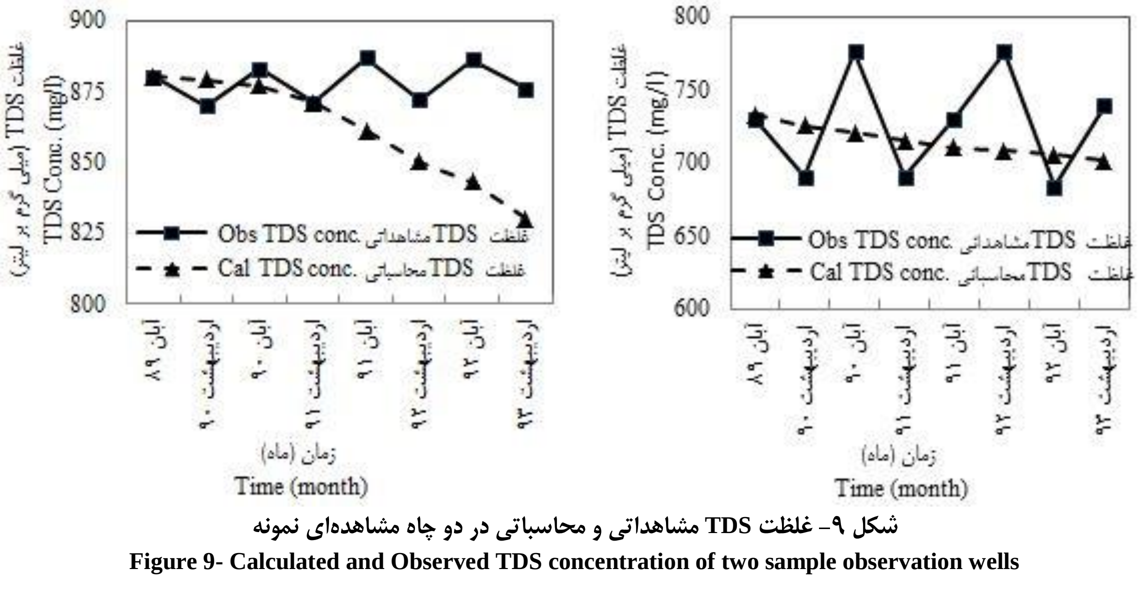
Table 1- Error in quantitative model

پارامتر Parameter	شرایط ماندگار Steady state (m)	شرایط غیر ماندگار Transient state (m)	صحت‌سنجی Validation (m)
میانگین خطا (Mean error)	0.359	-0.244	-0.162
میانگین مطلق خطا (Mean absolute error)	0.553	0.751	0.772
میانگین مجذور خطا (Root mean squared error)	0.621	0.922	0.958



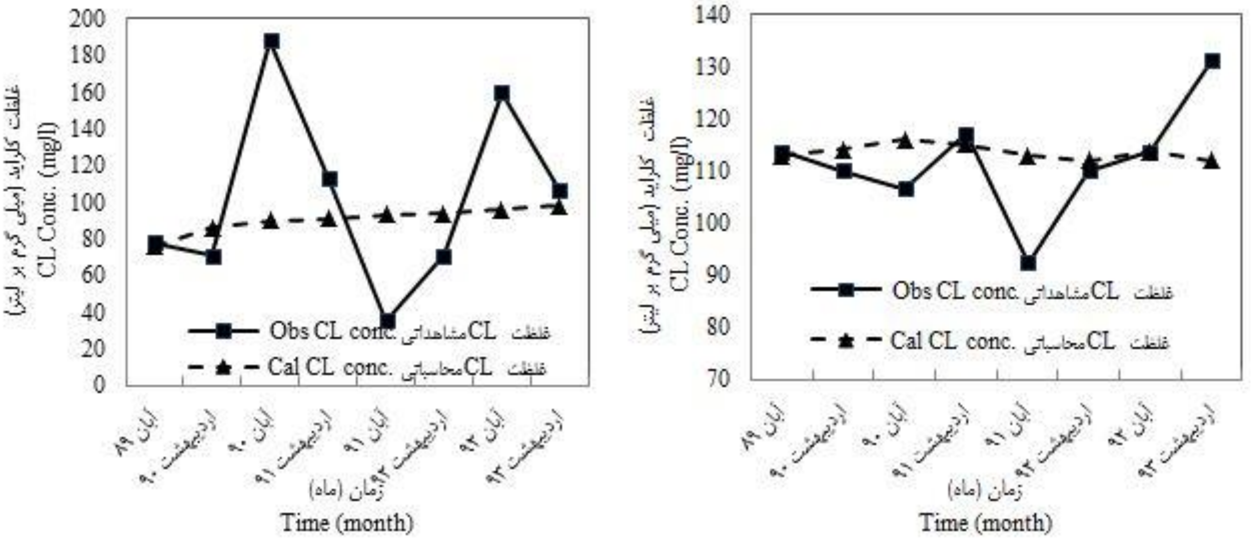
شکل ۸- مقایسه غلظت مشاهداتی و محاسباتی برای (الف) TDS، (ب) Cl بعد از واسنجی مدل

Figure 8- Comparison of observed and calculated (A) TDS, (B) Cl after calibration model



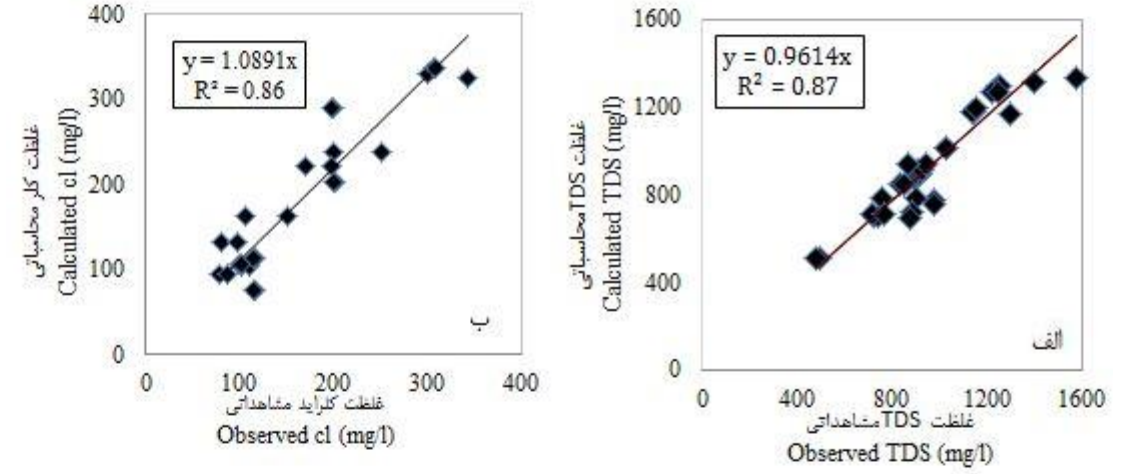
شکل ۹- غلظت TDS مشاهداتی و محاسباتی در دو چاه مشاهده‌ای نمونه

Figure 9- Calculated and Observed TDS concentration of two sample observation wells



شکل ۱۰- غلظت کلراید مشاهداتی و محاسباتی در دو چاه مشاهده‌ای نمونه

Figure 10- Calculated and Observed CL concentration of two sample observation wells



شکل ۱۱- مقایسه غلظت مشاهداتی و محاسباتی برای (الف) TDS، (ب) CL بعد از صحت‌سنجی مدل

Figure 11- Comparison of observed and calculated (A) TDS, (B) Cl after validation model

صحت‌سنجی مدل کیفی جهت تأیید مدل در بازه زمانی مهر ۱۳۹۳ تا شهریور ۱۳۹۴ شامل دو دوره تنش ۶ ماهه صورت گرفته است. همبستگی بین غلظت‌های TDS و کلراید شبیه‌سازی‌شده در محل چاه‌های مشاهداتی و غلظت اندازه‌گیری شده صحرایی در شکل ۱۱ ارائه شده است. با توجه به مقادیر ضریب تبیین مقادیر مشاهداتی و محاسباتی همبستگی قابل قبولی دارند.

پس از اجرای نهایی مدل کیفی، برای ارزیابی نتایج مدل از شاخص‌های آماری میانگین مجذور خطا، میانگین مطلق خطا و میانگین خطا استفاده گردید که به ترتیب برای پارامتر TDS در دوره واسنجی مدل غیرماندگار برابر با ۱۰۰، ۷۴، ۱ میلی‌گرم بر لیتر و در دوره صحت‌سنجی برابر با ۸۹، ۶۶، ۱۸- میلی‌گرم بر لیتر محاسبه گردید. همچنین مقادیر میانگین مجذور خطا، میانگین مطلق خطا و میانگین خطا برحسب میلی‌گرم بر لیتر به ترتیب برای پارامتر کلراید در واسنجی غیر ماندگار برابر با ۸۱، ۶۰، ۱۵- و در مرحله صحت‌سنجی مدل برابر با ۶۵، ۴۹، ۱۳ محاسبه شد. نتایج مدل کمی و کیفی نشان‌دهنده دقت قابل‌قبول شبیه‌سازی است؛ بنابراین از مدل می‌توان جهت پیش‌بینی‌های آتی استفاده نمود.

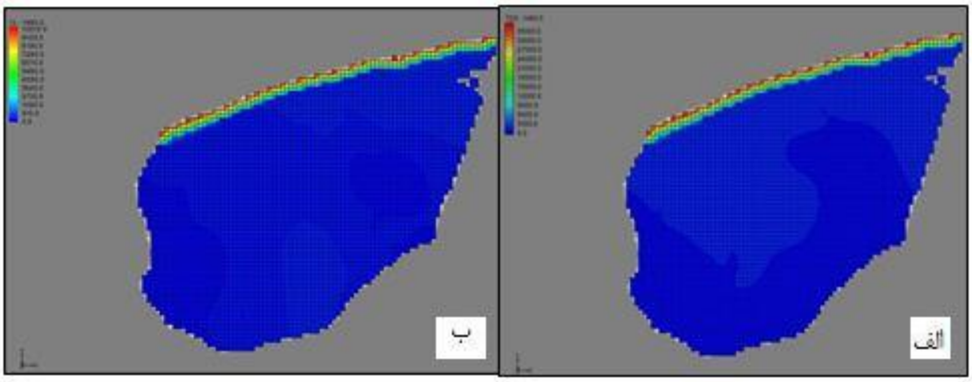
نتایج حاصل از پهنه‌بندی TDS در شکل ۱۲ ارائه داده شده است. نتایج نشان می‌دهد این پارامتر در نواحی نزدیک به ساحل در شمال آبخوان دارای بیشترین غلظت و کیفیت نامناسب جهت بهره‌برداری به دلیل مجاورت با دریای خزر است و از میزان آن در آب زیرزمینی به سمت جنوب محدوده مطالعاتی کاسته می‌شود. مناطق جنوبی آبخوان وضعیت مطلوبی در نفوذ آب‌شور دارند، به‌نحوی‌که TDS کمتر از ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر بخش اعظمی از آبخوان را

پوشش داده است که این مناطق حاوی آب زیرزمینی با اندکی شوری می‌باشد که برای کشاورزی مناسب هستند. مقادیر TDS به سمت شمال آبخوان روند افزایشی دارد و در بخش‌های میانی آبخوان که عمده چاه‌های بهره‌برداری در این مناطق قرار دارند، مقادیر آن از ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تا ۲۰۰۰ میلی‌گرم متغیر است. همچنین بررسی نقشه مربوط به غلظت کلراید نشان می‌دهد که غلظت این متغیر همانند غلظت TDS در بخش‌های شمالی آبخوان و در نواحی ساحلی به‌طور چشمگیری افزایش داشته است به‌طوری‌که غلظت کلراید این مناطق از آب زیرزمینی نسبتاً شور تا آب دریا متغیر است.

در ادامه به‌منظور مدل‌سازی پیشروی شوری به‌جای در نظر گرفتن تمامی محدوده مطالعاتی، مناطقی که غلظت TDS آن‌ها بیشتر از مقدار ۲۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است در نظر گرفته شده است. این انتخاب با توجه به توصیه نشریه FAO مبنی بر درنظرگیری حداکثر TDS مجاز جهت مصارف کشاورزی انجام شده است.

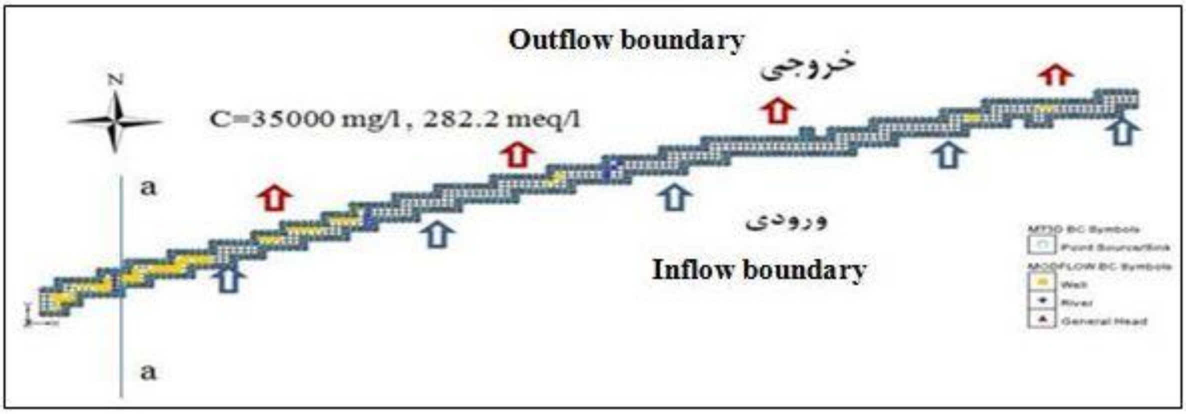
شبیه‌سازی با مدل SEAWAT و پیش‌بینی وضعیت آبخوان

در این قسمت به‌منظور شبیه‌سازی انتقال آلودگی تحت تأثیر تغییرات چگالی از مدل عددی SEAWAT در محیط نرم‌افزار GMS10.0 استفاده شده است. گسسته‌سازی منطقه موردنظر شامل شبکه‌هایی با ابعاد ۲۵۰ *۲۵۰ متر در راستای طول و عرض، مشتمل بر ۸۰۸ سلول فعال و در ۵ لایه با توجه به خصوصیات منطقه و ضخامت آبخوان در نظر گرفته شده است. است. ضخامت آبخوان به دلیل وضوح در نمایش ۲۵۰ متر در نظر گرفته شده است. هندسه مدل و شرایط مرزی مدل در شکل ۱۳ ارائه شده است. مرز جنوبی آبخوان که جریان آب زیرزمینی برای تخلیه به سمت دریا وارد آن می‌گردد و همچنین مرز شمالی آبخوان که منطبق بر دریای خزر است (خروجی آبخوان) به‌عنوان مرز با جریان وابسته به بار هیدرولیکی در نظر گرفته شده‌اند. همچنین غلظت ۳۵۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر برای پارامتر TDS و غلظت ۲۸۲/۲ میلی اکی والان بر لیتر (حدود ۱۰۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) برای پارامتر کلراید به دلیل مجاورت با دریای خزر به مرز شمالی مدل اعمال شد. میزان برداشت از چاه‌های واقع در محدوده در نظر گرفته‌شده نیز طبق نتایج آمار استخراج‌شده از شرکت آب منطقه‌ای مازندران به مدل اعمال گردید.



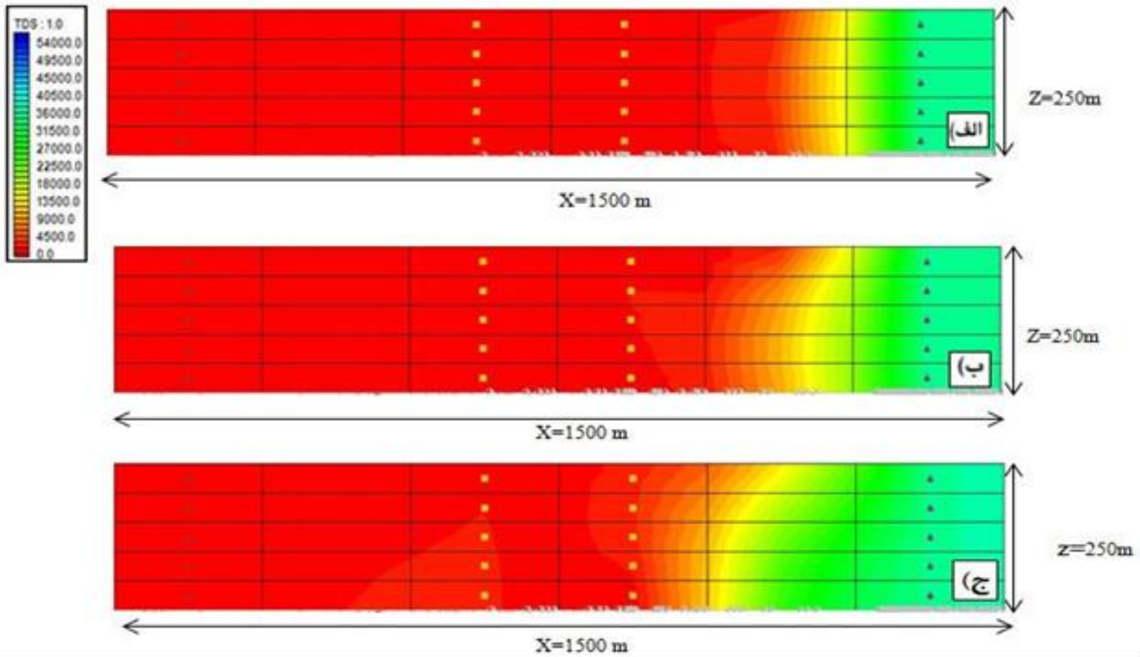
شکل ۱۲- پهنه‌بندی (الف) کل جامدات محلول، (ب) کلر بعد از واسنجی مدل

Figure 12- Zoning of (A) TDS, (B) Cl after calibration model



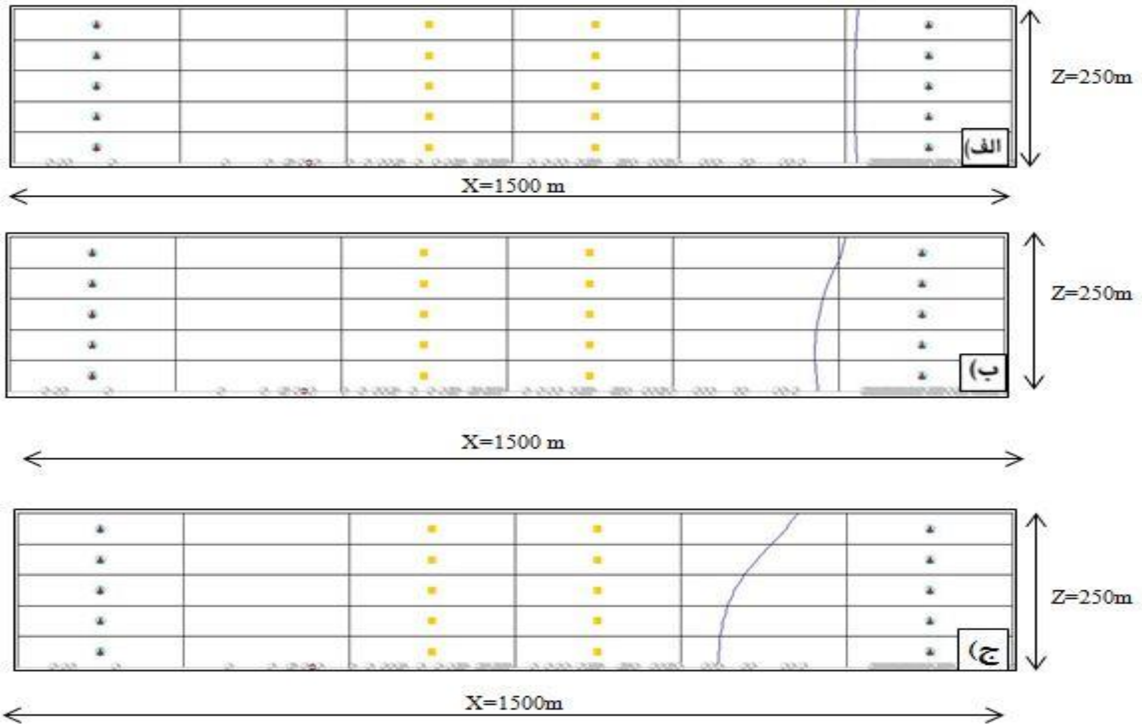
شکل ۱۳- شرایط مرزی مدل، دامنه مدل و شبکه‌بندی مدل

Figure 13- Boundary condition, Model domain and Model discretization



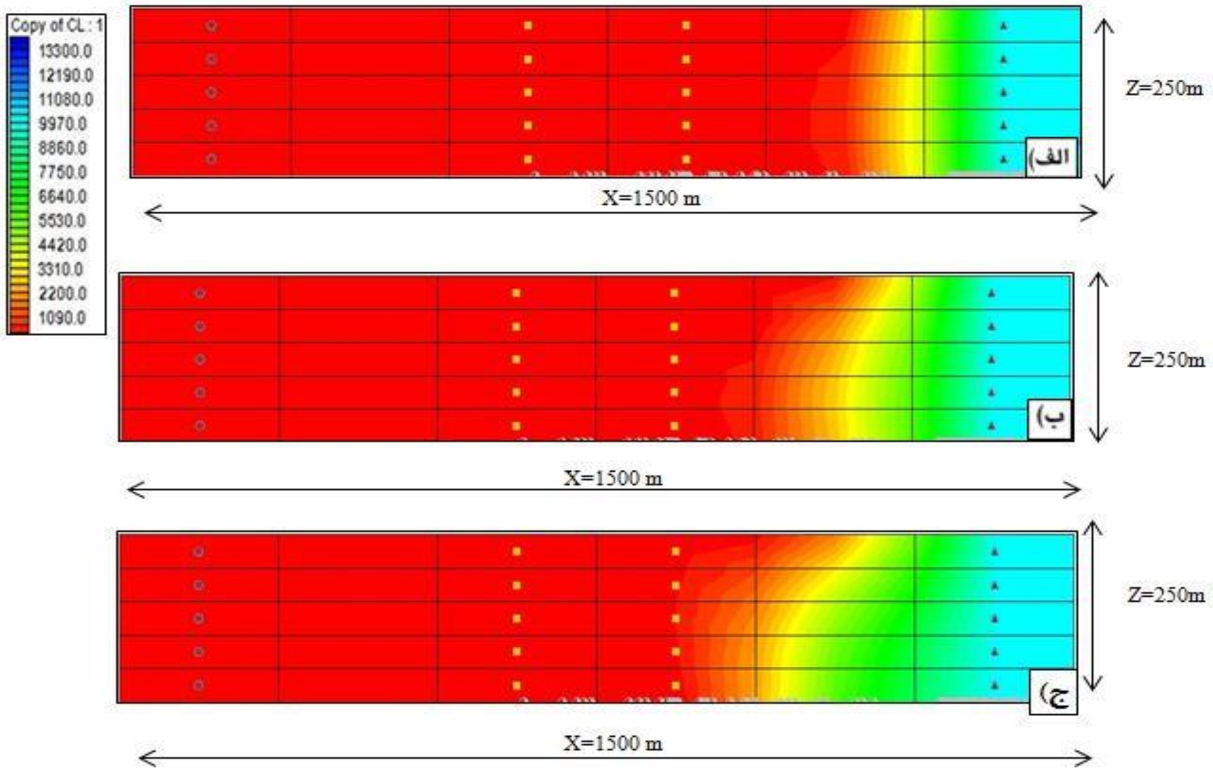
شکل ۱٤- توزیع شوری TDS در مقطع عرضی a-a پس از (الف) یک سال، (ب) سه سال، (ج) شش سال

Figure 14- Concentration distribution of TDS in the cross section a-a after, (A) 1 year, (B) 3 years, (C) 6 years



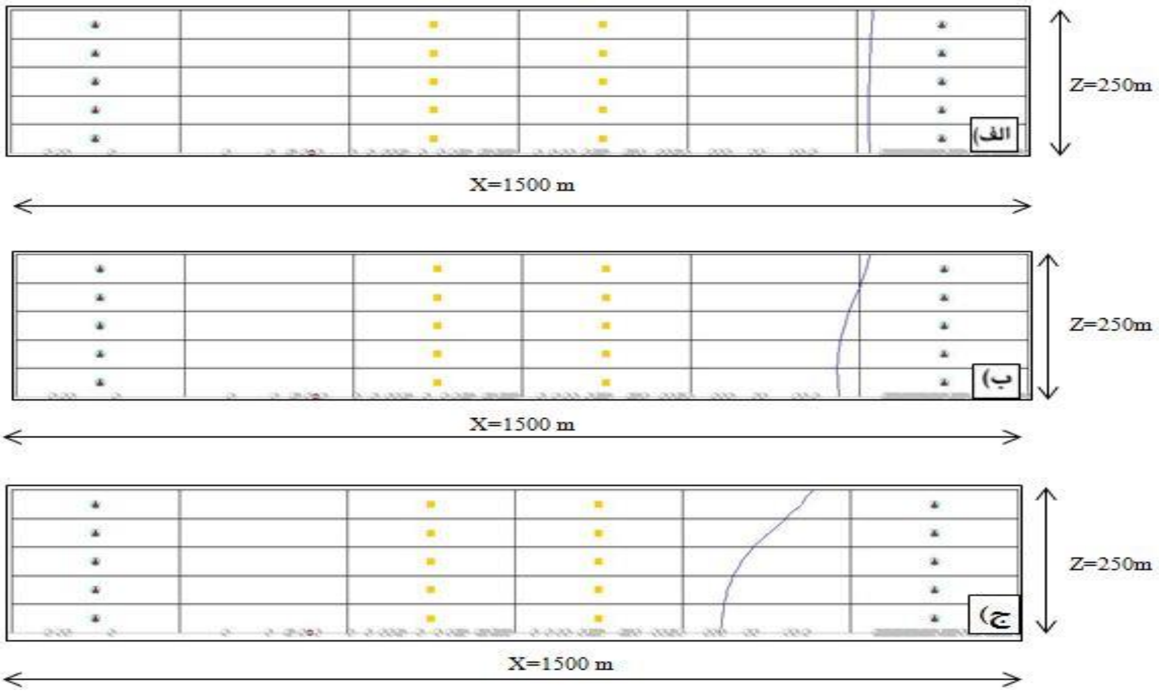
شکل ۱۵- تغییر موقعیت خط هم غلظت ۵۰ درصد TDS در مقطع عرضی a-a پس از (الف) یک سال، (ب) سه سال، (ج) شش سال

Figure 15- The 50% iso-concentration contour movement for TDS in the cross section a-a after, (A) 1 year, (B) 3 years, (C) 6 years



شکل ۱٦- توزیع شوری CL در مقطع عرضی a-a پس از (الف) یک سال، (ب) سه سال، (ج) شش سال

Figure 16- Concentration distribution of CL in the cross section a-a after, (A) 1 year, (B) 3 years, (C) 6 years



شکل ۱۷- تغییر موقعیت خط هم غلظت ۵۰ درصد CL در مقطع عرضی a-a پس از (الف) یک سال، (ب) سه سال، (ج) شش سال

Figure 17- The 50% iso-concentration contour movement for CL in the cross section a-a after, (A) 1 year, (B) 3 years, (C) 6 years

پس از اعمال شرایط فوق‌الذکر در مدل SEAWAT، به‌منظور بررسی تأثیر سیاست فعلی روند برداشت از آبخوان بر نحوه پیشروی شوری، مدل برای ۶ سال آینده با گام زمانی سالیانه (مهر ۱۳۹۳ تا شهریور ۱۴۰۰) با فرض ثابت ماندن استرس‌های وارد بر سیستم اجرا و نتایج آن در مقطع عرضی a-a استخراج گردید. لازم به ذکر است در تمامی اشکال ارائه‌شده محور افقی برابر x=۱۵۰۰m و محور عمودی z=۲۵۰m است و دریا در سمت راست واقع گردیده است. همچنین خط هم غلظت ۵۰ درصد شوری به‌عنوان مرز مشترک بین آب‌شور و شیرین در نظر گرفته شد.

شکل‌های ۱۴ و ۱۵ به ترتیب روند پیشروی شوری و حرکت خط هم‌غلظت ۵۰ درصد شوری برای پارامتر TDS را در طی زمان نشان می‌دهد. نتایج حاصل از پیش‌بینی مدل برای پارامتر TDS نشان می‌دهد که در سال اول پیش‌بینی مقدار پیشروی خط هم‌غلظت

۵۰ درصد شوری به میزان ۲۴۰ متر به‌دست‌آمده است. در سال سوم پیش‌بینی، میزان پیشروی ۲۶۵ متر شده است که بیانگر افزایش ۱۰ درصدی پیشروی شوری نسبت به ابتدای دوره پیش‌بینی می‌باشد و در نهایت در انتهای دوره پیش‌بینی میزان پیشروی به مقدار ۴۴۰ متر است که نسبت به ابتدای دوره پیش‌بینی حدود ۸۰ درصد افزایش نفوذ شوری را شاهد خواهیم بود.

شکل‌های ۱۶ و ۱۷ نشان‌دهنده نحوه تهاجم شوری و حرکت خط هم غلظت ۵۰ درصد کلراید به سمت آبخوان است. همان‌طور که مشاهده می‌شود روند تهاجم شوری غلظت کلراید در طی زمان مشابه غلظت TDS است به نحوی که در سال سوم و ششم پیش‌بینی خط هم‌غلظت شوری نسبت به ابتدای پیش‌بینی به ترتیب به میزان ۲۵ متر و ۲۰۰ متر بیشتر در داخل آبخوان نفوذ می‌کند. این میزان نفوذ بیشتر ناشی از بهره‌برداری بدون برنامه‌ریزی بوده و سبب هجوم جبهه‌های آب شور از طرف دریا به ساحل می‌شود.

نتیجه‌گیری

بحث بهره‌برداری مناسب با کمترین اثرات سوء یکی از مهمترین موضوعات در مدیریت منابع آب است. بحث کاهش سطح آب زیرزمینی و شورشدن آبخوان‌ها بخصوص در آبخوان‌های شمالی که در معرض تهاجم جبهه‌های آب شور قرار دارند بسیار مهم و حائز اهمیت است. در پژوهش حاضر آبخوان دشت ساری–نکا با استفاده از مدل عددی MODFLOW و MT3DMS شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی و انتقال شوری انجام گرفت. پس از ساخت و اجرای مدل جریان آب زیرزمینی، مدل کیفی آبخوان جهت شبیه‌سازی انتقال شوری با استفاده از غلظت TDS و CL و با به‌کارگیری مدل MT3DMS تهیه و در همان دوره شبیه‌سازی مدل جریان آب زیرزمینی و با گام زمانی ۶ ماهه اجرا گردیده و پس از آن پارامترهای مؤثر بر پراکندگی واسنجی شد. نتایج مدل کمی و کیفی بیانگر دقت بالای مدل شبیه‌سازی‌شده است. در ادامه جهت بررسی هجوم جبهه آب‌شور به آبخوان دشت ساری–نکا با استفاده از مدل SEAWAT به‌جای در نظر گرفتن تمامی محدوده مطالعاتی، مناطقی که دارای TDS با غلظت بیشتر از ۲۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر بوده‌اند در نظر گرفته شد. از مدل ساخته شده در محیط نرم‌افزار SEAWAT برای پیش‌بینی وضعیت پیشروی آب شور در ۶ سال آینده با فرض استمرار روند کنونی در تغذیه و تخلیه آبخوان، استفاده گردید. تهاجم شوری برای غلظت TDS و کلراید رفتاری مشابه داشته است به طوری‌که در سال سوم و ششم پیش‌بینی میزان تهاجم شوری به ترتیب حدود ۱۰ درصد و ۸۰ درصد نسبت به سال اول پیش‌بینی افزایش یافت. همچنین حرکت مرز مشترک آب شور و شیرین به سمت آبخوان از ۲۴۰ متر در ابتدای شبیه‌سازی به حدود ۴۴۰ متر در انتهای شبیه‌سازی رسید. نتایج پیش‌بینی مدل حاکی از آن است که با ادامه روند کنونی آبخوان و عدم‌تغییر در شرایط فعلی حاکم و بدون در نظر گرفتن افزایش یا کاهش برداشت از آبخوان، امکان بهم خوردن تعادل بین آب‌شور و شیرین، پیشروی بیشتر آب‌شور به سمت آبخوان دشت وجود دارد. نتایج به دست آمده از تهاجم جبهه‌های آب شور دریا به طرف آبخوان نشان می‌دهد که این موضوع مطابق مطالعات سایر محققین است. نقش بهره‌برداری و افزایش آن در پیشروی جبهه‌های آب شور تأثیر زیادی داشته که نتایج این مطالعه با نتایج استین و همکاران در سال ۲۰۱۹ (۲۵) که به بررسی و نقش تهاجم و اینترفاز آب شور و شیرین پرداخته بود همخوانی دارد. حفر چاه‌های غیرمجاز و اضافه برداشت از چاه‌های آب مهم‌ترین عاملی است که منابع آب شیرین زیرزمینی در دشت ساری–نکا را مورد تهدید قرار می‌دهد و موجب افت تراز آب زیرزمینی و به‌تبع آن تسریع روند پیشروی آب شور خواهد شد. با توجه به اینکه با پیشروی آب شور در آبخوان‌های ساحلی برگشت آن زمان‌بر و مشکل است لذا لزوم مدیریت و تصمیمات صحیح به‌منظور جلوگیری از اثرات مخرب زیست‌محیطی و نابودی آبخوان ضرورت می‌یابد.

منابع

1- Abedi Koupai J., Golabchian M. 2015. Estimation of Hydrodynamic Parameters of Groundwater Resources in Kouhpayeh- Segzi Watershed Using MODFLOW. Journal of Water and Soil Science 19(72): 281-293. (In Persian with English abstract)

2- Anderson M.P., and Cherry J.A. 1979. Using models to simulate the movement of contaminants through groundwater flow systems. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 9(2): 97-156.
3- Benjakul R. 2010. Simulating dioxane transport in a heterogeneous glacial aquifer system (Washtenaw County, Michigan) using publicly available models and data.
4- Cheng Jian M., and Chong Chen X. 2001. Three-Dimensional Modeling of Density- Dependent Salt Water Intrusion in Multilayered Coastal Aquifers in Jahe River Baisn, Shandong Province, China. Groundwater 39(1): 137-143.
5- Chitrakar P., and Sana A. 2015. Groundwater flow and solute transport simulation in Eastern Al Batinah coastal plain, Oman: Case study. Journal of Hydrologic Engineering 21(2): 05015020.
6- Cobaner M., Yurtal R., Dogan A., and Motz L.H. 2012. Three dimensional simulation of seawater intrusion in coastal aquifers: A case study in the Goksu Deltaic Plain. Journal of Hydrology 464: 262-280.
7- Fathi Zaad A., Shahnazari A., Ziatabar Ahmadi M., and Fazloula R. 2017. Investigating of saltwater intrusion in Talar area using the numerical model SHARP. 6th National Symposium on Sustainable Agriculture and Natural Resources, Tehran. (In Persian)
8- Guo W., and Langevin C.D. 2002. User's guide to SEAWAT; a computer program for simulation of three-dimensional variable-density ground-water flow (No. 06-A7).
9- GuvanasenV., Wade S.C., and Barcelo M.D. 2000. Simulation of regional ground water flow and salt water intrusion in Hernando County, Florida. Groundwater 38(5): 772-783.
10- Hamidi M., and SabbaghYazdi S.R. 2006. Numerical modeling of seawater intrusion in coastal aquifer using finite volume unstructured mesh method. WSEAS Transactions on Mathematics 5(6): 648.
11- Harbaugh A.W., Banta E.R., Hill M.C., and McDonald M.G. 2000. MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model-User Guide to Modularization Concepts and the Ground-Water Flow Process. Open-file Report. U. S. Geological Survey (92): 134.
12- Jabari P., Ghanbarpour M., and Ashbeh A. 2009. Evaluation and determination of groundwater balance in Sari-Neka unconfined Plain. 5th National Conference on Watershed Management Sciences and Engineering of Iran, Karaj. (In Persian)
13- Kardan Moghadam H., and Banihabib M.E. 2017. Investigation of Interference of Salt water in Desert Aquifers (Case study: South Khorasan, Sarayan Aquifer). Journal of Water and Soil 31(3): 673-688. (In Persian with English abstract)
14- Kentel E., Gill H., Aral M.M. 2005. Evaluation of groundwater resources potential of Savannah Georgia region, Multimedia Environmental Simulations Laboratory, Report No. MESL-01-05.
15- Ketabchi H., Mahmoodzadeh D., and Ataie-Ashtiani B. 2014. Effects of climate change on saltwater intrusion in sloping coastal aquifers. 13th Iranian Hydraulic Conference, University of Tabriz, Tabriz. (In Persian)
16- Kumar C.P. 2006. Management of groundwater in salt water ingress coastal aquifers. Groundwater Modelling and Management 540-560.
17- Langevin C.D., Shoemaker W.B., and Guo W. 2003. MODFLOW-2000, the US Geological Survey Modular Ground-Water Model-Documentation of the SEAWAT-2000 Version with the Variable-Density Flow Process (VDF) and the Integrated MT3DMS Transport Process (IMT) (No. 2003-426).
18- Ministry of Energy, Regional Water Company of Mazandaran, Report of the water resources Balance of the study area sari-neka (code 1503), Tehran Water and Soil Consulting Engineers, 2014. (In Persian)
19- Narayan K. A., Schleeberger C., and Bristow K. L. 2007. Modelling seawater intrusion in the Burdekin Delta irrigation area, North Queensland, Australia. Agricultural Water Mnagment 89(3): 217-228.
20- Nobi N., and Das Gupta A. 1997. Simulation of regional flow and salinity intrusion in an integrated stream-aquifer system in coastal region: Southwest region of Bangladesh.
21- Nazari R., and Joodavi A. 1979. Applied flow and contaminant transport modeling in aquifers. (In Persian)
22- Reza pour A., and Saghravani F. 2016. Numerical study of saltwater intrusion in condition of Water table drawdown. The 1st National Conference on Environment, Energy and Biodefense, Tehran. (In Persian)
23- Rouve G., and Stoessinger W. 1980. Simulation of the transient position of the saltwater intrusion in the coastal aquifer near Madras coast. Finite Elements in Water Resources 1.
24- Sherif Mohsen M., Vijay Singh P., and Abdelwahab Amer M. 1988. A two-dimensional finite element model for dispersion (2D-FED) in coastal aquifers. Journal of Hydrology 103.1-2: 11-36.
25- Stein S., Yechieli Y., Shalev E., Kasher R., and Sivan O. 2019. The effect of pumping saline groundwater for desalination on the fresh–saline water interface dynamics. Water Research 156: 46-57.
26- Vafaei F., and Abolghasemi H. 2013. Investigating the change of sea level and groundwater level on seawater intrusion in unconfined aquifers. The 1st National Conference on Environment, Energy and Biodefense, Tehran. (In Persian)
27- Willis R., and Brad Finney A. 1988. Planning model for optimal control of saltwater intrusion. Journal of Water Resources Planning and Management 114.2: 163-178.
28- Zheng C., and Bennett G.D. 2002. Applied contaminant transport modeling (Vol. 2, p. 353). New York: Wiley-

Interscience

29- Zheng C., and Wang P.P. 1999. MT3DMS: a modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide. Alabama Univ University.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 269-286

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۲۸۶-۲۶۹

Simulation of Seawater Intrusion in Coastal Aquifers (Case Study: the Southern Shores of the Caspian Sea)

M. Nasiri[1]- M. Hamidi[2]*- H. Kardan Moghaddam[3]
Received: 15-04-2019
Accepted: 09-02-2020

Introduction: The issue of seawater intrusion has become an environmental problem considering the increasing trend in groundwater extraction from coastal aquifers. Increased groundwater exploitation and lack of coastal aquifers management have caused seawater intrusion into coastal aquifer. The intrusion has led to the salinization of aquifers, causing many problems in the exploitation of water resources. This pumping has continually increased the risk of seawater intrusion and deterioration of freshwater quality in the sari-Neka aquifer. Seawater intrusion limits the usage of groundwater for agriculture, industry, and public water supply.

Materials and Methods: For the present study, Sari-Neka aquifer was selected. The study area is located in the southern shores of the Caspian Sea, in the northern part of Iran. The MODFLOW version 2000 is used to simulate a steady-state and transient groundwater flow system in Sari-Neka aquifer. To simulate solute transport, MT3DMS and SEAWAT are used. In MT3DMS, advection package, dispersion, and source/sink mixing packages are used. The numerical code MT3DMS does not consider the effect the density. Thus, SEAWAT--Variable Density Flow package was initialized. The necessary data for modeling of groundwater flow can be categorized into water resources data, meteorological data, hydrodynamic characterization, topography map, and geological information. To build the flow model, flow type (steady-state and transient state), initial conditions (groundwater level in September 2010 for the steady-state) and type of boundary conditions (general head boundary), flow package (LPF package), temporal discretization (48 monthly stress periods from September 2010 to August 2014 in transient condition) and monthly time steps were assigned to the model. To prepare the flow and transport model grid, the study area was discredited horizontally into 3694 active square cells (500×500 m). The MT3DMS model was used to simulate the qualitative changes on the aquifer surface and the SEAWAT model to simulate the depth of the aquifer. Therefore, the conceptual model of solute transport was prepared by making the necessary changes in the conceptual flow model. September 2010 groundwater level data and TDS and Cl data are taken as the initial conditions in the flow and transport model, respectively. The Caspian Sea bordering the study area in the north is represented by a constant TDS concentration of 35000 mg/l and constant CL282.2 meq/l. In this model, we entered the water heads of the observation wells, hydraulic conductivity, storage coefficient, effective porosity, aquifer discharge, and aquifer recharge, porosity, Coefficient of molecular water diffusion, Longitudinal dispersivity, Horizontal transverse dispersivity, vertical transverse dispersivity.

Results and Discussion: The calibration of the flow model was carried out for both steady and transient conditions using the trial and error approach. Monthly groundwater levels of data from 14 observation wells were used for calibration purposes. Steady-state calibration for the flow model was performed by comparing the observed groundwater levels and calculated values of groundwater levels in September 2010. During calibration, hydraulic conductivity values were adjusted, until groundwater level values calculated by MODFLOW were matched the observed values within an acceptable level of accuracy (±1m). After steady-state calibration, the transient model was simulated for the four year period between September 2010 and August 2014 that was divided into 48 stress periods with monthly time steps. At the end of flow model calibration, the resulting hydraulic conductivity ranged from 5.3 to 21. 6 m/day, while the resulting specific yield values were from %3.4 to % 5.9. The validation flow model was simulated for the period between September 2010 and August 2014 (12 stress periods). The values of the correlation coefficient in the steady-state model, transient model and validation model in the flow model were obtained 0.99, 0.98, and 0.97, respectively. The results illustrate a good agreement between the observed and calculated groundwater levels. The transport model was calibrated using TDS and CL concentration data from September 2010 to August 2014 (8 stress periods) by adjusting parameters affecting the dispersion process. To confirm the accuracy of the model, TDS and CL concentration data from August 2014 to

1 and 2- M.Sc. Graduated and Assistant Professor of Water Engineering and Hydraulic Structures, Faculty of Civil Engineering, Babol Noshirvani University of Technology, Babol, Iran
(*- Corresponding Author Email: hamidi@nit.ac.ir)
3- Department of Water Resources Research, Water Research Institute, Ministry of Energy, Tehran, Iran
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.79639

September 2015 were used for validation purposes. By considering the TDS and Cl concentration in September 2010 as the initial condition, the transient model was run. Transport model calibration was achieved through a trial-and-error. The values of the correlation coefficient in the transport model for TDS are obtained 0.83 and 0.87 in the transient model and validation model, respectively. The values of the correlation coefficient in the transport model for CL were obtained 0.82 and 0.86 in the transient model and validation model, respectively.

Conclusion: After the validation of transport model and assuming all the hydrogeologic conditions remain, a predictive 6-year simulation run using SEAWAT model indicates that further seawater intrusion into the coastal aquifers can occur in the study area.

Keywords: Coastal aquifer, Salt concentration, Sari-Neka aquifer, Seawater intrusion

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۰۰-۲۸۷

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 287-300

مقاله علمی-پژوهشی

پهنه‌بندی شهرستان‌های استان کرمانشاه بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصولات عمده زراعی

نسرین افشار بکشلو[1]- کیومرث زرافشانی[2*]- بهمن فرهادی بانسوله[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۴/۰۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۰

چکیده

استان کرمانشاه با دارا بودن حدود یک میلیون هکتار اراضی زراعی و باغی، یکی از قطب‌های عمده کشاورزی کشور است که با برخورداری از رتبه‌های متعدد در سطح و تولید محصولات زراعی، نقش مهمی در تامین امنیت غذایی و اقتصاد دارد. با این‌حال مصرف بی‌رویه آب در بخش کشاورزی منجر به مخاطره افتادن ذخایر آبی و ایجاد دشت‌های ممنوعه از جمله دشت ماهیدشت، اسلام‌آباد و کنگاور گردیده که به زودی با پدیده‌هایی همچون فرونشست زمین و فروچاله‌ها مواجه خواهند شد. تحلیل مقدار و ارزش واقعی آب مورد استفاده در تولید که معادل آب مجازی است می‌تواند راهکاری موثر در جهت حفظ منابع آب و ممانعت از بروز بحران‌های زیست محیطی باشد. لذا در این مطالعه، مقدار و ارزش آب مجازی محصولات عمده زراعی استان شامل گندم آبی و دیم، جو آبی و دیم، نخود دیم، ذرت دانه‌ای، چغندرقند و گوجه‌فرنگی طی سال زراعی ۹۴-۹۳ با استفاده از نرم افزارهایCROPWAT، AGWAT و EXCEL مورد تحلیل قرار گرفت. روش تحقیق این مطالعه به روش کمی از نوع پژوهش‌های اسنادی است. مطابق نتایج، بیشترین و کمترین مقدار آب مجازی به ترتیب مربوط به محصول گندم آبی و گوجه‌فرنگی بوده و همچنین بیشترین و کمترین ارزش آب مجازی به ترتیب مربوط به محصولات نخود دیم و جو دیم می باشد. با بررسی سهم آب مجازی سبز و آبی، مناسبترین مناطق تولید محصولات مورد مطالعه تعیین گردید. به طور مثال مطابق نتایج، محصول گندم آبی در شهرستان جوانرود با کمترین سهم آب مجازی آبی تولید می شود. در مرحله بعدی، شهرستان‌ها بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصولات مورد مطالعه در بین کلاس A تا I پهنه‌بندی شدند. علیرغم اینکه مطابق نتایج پهنه‌بندی محصولات گندم آبی، جو آبی، گندم دیم، جو دیم و نخود دیم در اغلب شهرستانها در وضعیت مطلوبی قرار ندارند اما با توجه به اهمیت این محصولات در امنیت غذایی کشور باید با اتخاذ راهکارهای مناسب فنی و حمایتی نسبت به بهبود جایگاه آنها اقدام نمود. نتایج این مطالعه می‌تواند دستاوردهای مهمی برای مدیریت منابع آبی کشور و به ویژه استان کرمانشاه به همراه داشته باشد. به عبارت دیگر، پهنه‌بندی مناطق بر اساس آب مجازی در تعیین الگوی‌کشت پایدار توام با مدیریت منابع آبی منطقه، تاثیرگذار است.

واژه‌های کلیدی: آب مجازی، آب مجازی آبی، آب مجازی سبز، ارزش آب مجازی، پهنه‌بندی

مقدمه

امروزه کشاورزی به عنوان اصلی‌ترین بخش تأمین کننده نیازهای غذایی مردم جهان محسوب می‌شود به طوری که کشورها تلاش می‌کنند با تقویت این بخش، ضمن افزایش ضریب خودکفایی تأمین محصولات اساسی، صادرات این محصولات را نیز افزایش دهند. رشد جمعیت و نیاز روز افزون به مواد غذایی، منجر به تشدید تلاش کشورها در جهت افزایش سطح و تولید محصولات کشاورزی شده است به گونه‌ای که اکنون دستیابی به رتبه‌های برتر در تولید محصولات کشاورزی، یکی از شاخص‌های ارزیابی توسعه اقتصادی، محسوب می‌شود.

بخش کشاورزی استان کرمانشاه نیز با مصرف حداکثری آب همچون دیگر مناطق کشور این نهاده ارزشمند را به بهای بسیار ناچیزی در اختیار دارد و به عنوان یکی از قطب‌های عمده کشاورزی کشور از رتبه‌های متعدد کشوری از جمله رتبه سوم عملکرد در واحد سطح گندم آبی، رتبه پنجم سطح گندم آبی، رتبه اول سطح و رتبه دوم تولید نخود، رتبه دوم عملکرد ذرت، رتبه سوم عملکرد چغندر قند،

۱ و ۲- به‌ترتیب دانشجوی دکتری و دانشیار گروه ترویج و آموزش کشاورزی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: zarafshani2000@yahoo.com)
۳- استادیار گروه مهندسی آب، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران

DOI: 10.22067/jsw.v34i2.80866

رتبه اول سطح جو، رتبه سوم سطح و تولید ذرت دانه‌ای، رتبه چهارم در سطح و تولید چغندر قند و رتبه هشتم در تولید گوجه‌فرنگی در کشور برخوردار است (۱۸). مصرف بی‌رویه آب در استان به طور قطع موجب وقوع بحران‌های زیست محیطی خواهد شد. کما اینکه طی چند سال اخیر به دلیل الگوی نادرست مصرف آب تعداد زیادی از دشت‌های استان به محدوده ممنوعه تبدیل شده‌اند که وسعت این دشت‌های ممنوعه در حال افزایش است و چنانچه روند مصرف منابع آب‌های زیرزمینی همینگونه ادامه پیدا کند، به طور حتم شاهد فرونشست در دشت‌های استان خواهیم بود (۲۶). فرونشست زمین پدیده‌ای است که علت آن تداوم کشت محصولات آب‌بر و برداشت بی‌رویه آب‌های زیرزمینی می‌باشد. در سال‌های اخیر پدیده فرونشست زمین در ارتباط با افت سطح آب‌های زیرزمینی در بسیاری از دشت‌های کشور از جمله دشت سیرجان و زرند استان کرمان، دشت اردکان استان یزد، دشت کبودرآهنگ استان همدان و دشت شهریار استان تهران گزارش شده است (۱۹). لذا پیشگیری از وقوع این بحران در استان کرمانشاه نیز قطعا نیازمند چاره‌اندیشی است. امروزه محققین و پژوهشگران بسیاری بر بازنگری در رویکردهای مدیریتی منابع آب تاکید دارند و رویکرد پیشنهادی ایشان، رویکرد مدیریتی آب مجازی است (۱). بنا به تعریف آلن، آب مجازی، آب مصرفی یک محصول طی فرآیند تولید است تا به مرحله تکامل برسد و مقدار آن برابر جمع کل آب مصرفی زنجیره تولید از آغاز تا پایان تولید محصولات زراعی یا صنعتی می‌باشد (۲۷). پژوهش و مطالعه در خصوص وضعیت آب مجازی می‌تواند در تعیین الگوی کشت پایدار و حفاظت از منابع ارزشمند آبی بسیار اثربخش باشد. قرار داشتن استان کرمانشاه در محدوده آب و هوایی نیمه‌خشک کشور و وقوع خشکسالی‌های متعدد در استان طی سال‌های اخیر با خشکسالی‌های متعدد، اهمیت پرداختن به مساله آب مجازی را صدچندان نموده است. لذا انجام این مطالعه با پهنه‌بندی شهرستانهای استان بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصولات عمده زراعی می‌تواند در تعیین الگوی کشت پایدار و همچنین مدیریت منابع آبی مؤثر بوده و از وقوع بحران‌های زیست محیطی در استان پیشگیری نماید.

مطالعات متعددی در خصوص آب مجازی در دنیا و کشور انجام گرفته است. آلن از مفهوم آب مجازی به عنوان یک راه حل راهبردی برای کشورهای خاورمیانه و شمال آفریقا استفاده نموده است (۲۷). مطابق نتایج مطالعات حدود ۱۵ درصد آب مورد مصرف در جهان به شکل آب مجازی صادر می‌شود. از کل مقدار آب مجازی مرتبط با تجارت جهانی، ۶۷درصد مرتبط با محصولات زراعی و ۲۳ درصد مرتبط با محصولات دامی بوده و فقط ۱۰درصد مرتبط با محصولات صنعتی است (۷). امیدی و همایی (۲۲) با بررسی جریان آب مجازی محصول گندم در استان فارس و مقایسه آن با کل‌کشور در یک دوره ده‌ساله عنوان نمودند علی‌رغم اینکه استان فارس طی سال‌های مطالعه، بیشترین تولید گندم آبی را به خود اختصاص داده اما مصرف آب بالایی هم داشته است. لذا تغییر کاربری اراضی از دیم به آبی در راستای افزایش تولید در این استان، بدون توجه به اقلیم منطقه، سبب افزایش آب مجازی و هزینه‌ها گردیده است و ادامه چنین وضعیتی توجیه علمی، اقتصادی و زیست محیطی ندارد. درمطالعه بذر افشان و گرگانی نژاد (۸) نتایج بررسی تغییرات زمانی و مکانی آب مجازی و ردپای آب در محصول گوجه‌فرنگی تحت تاثیر تغییرات اقلیمی طی ۱۵ سال (۱۳۹۵-۱۳۸۱) در استان هرمزگان، نشان داد متوسط آب مجازی در تولید گوجه‌فرنگی استان ۰/۹۳ متر مکعب در کیلوگرم بوده که بیشترین و کمترین مقدار آن مربوط به شهرستان جاسک و بستک است. زارع ابیانه و همکاران (۳۱) نیز در پژوهشی با بررسی حجم آب مجازی شش محصول مهم زراعی استان همدان، محصولات کم‌مصرف و پرمصرف را شناسایی نمودند. همچنین با مطالعه مقادیر آب مجازی استان همدان، اعلام نمودند که با سیاست‌های مناسب می‌توان از صادرات حجم زیادی از منابع آب به صورت مجازی، جلوگیری نمود. همچنین مطابق نتایج پژوهش میرچولی و همکاران (۲۰) با توجه به میزان آب مجازی در محصولاتی نظیر نخودفرنگی و برنج به نظر می‌رسد با کاهش سطح زیرکشت این محصولات و جایگزینی محصولاتی با هزینه فرصت بالاتر می‌توان سود حاصل از واردات و صادرات آب مجازی را بیشینه نمود. در بررسی میزان آب مجازی گندم آبی و دیم در شهرستان‌های استان فارس توسط رجحانی شیرازی (۲۳) مشخص گردید، میزان آب مجازی کشت گندم آبی و دیم در استان فارس طی سال‌های مختلف، بسیار بالاتر از استاندارد جهانی است. لذا مطابق برآورد میزان و ارزش آب مجازی می‌توان نسبت به پهنه‌بندی الگوی کشت اقدام نمود. از طرفی با توجه به اینکه آب مجازی از دو بخش عمده آب سبز و آب آبی تشکیل شده است، لذا تفکیک آن اطلاعات ارزشمندی را در اختیار برنامه‌ریزان بخش کشاورزی قرار می‌دهد. مطابق تعریف، آب آبی[1] شامل آب‌های سطحی و زیرزمینی موجود در منطقه بوده و تنها منبع آب است که می‌تواند در صنعت نیز مورد استفاده قرار گیرد. این در حالی است که آب سبز [2] شامل رطوبت خاک بوده که قابل استفاده مستقیم برای انسان و جانوران نمی باشد، اما توسط گیاهان به راحتی استفاده می‌شود و منبع مناسب و جایگزین برای آب آبی است. خصوصا با توجه به کم آبی‌های اخیر، منابع آب سبز جایگزین مناسبی برای کشاورزی محسوب می شود. به‌عبارتی در راستای کشاورزی پایدار باید بیشتر برکشاورزی دیم و استفاده از آب سبز، تمرکز شود، به این ترتیب، آب آبی بیشتری، حفظ شده و برای مصارف آشامیدنی بکار برده می‌شود

1- Blue water
2- Green water

(۲). چاپاگین و هوکسترا (۹) به این نتیجه رسیدند که برای محاسبه مقدار آب مجازی محصولات کشاورزی، صنعتی و ... مصارف مستقیم و غیرمستقیم از منابع آب اعم از باران، آب سطحی یا آب زیرزمینی در محاسبات مورد توجه قرار گیرد (۱۴). ونهام (۲۸) نیز در مطالعه خود در خصوص ارزیابی وضعیت تعادل آب مجازی محصولات کشاورزی در حوضه رودخانه‌های اتحادیه اروپا بر تحلیل تفکیکی آب آبی و آب سبز تاکید نموده است. همچنین مطابق نتیجه مطالعه آلدیا و همکاران (۳) بیشترین سهم آب مجازی گندم، ذرت و سویا مربوط به آب سبز است که به روش دیم کشت شده و از ایالات متحده، کانادا، استرالیا و آرژانتین صادر می‌شوند (۲۷). مطابق نتایج مطالعه یانگ و زندر (۲۹) در برخی کشورها تقریباً تمامی آب مجازی محصولات صادراتی، از منابع آب سبز، تأمین شده است. بر اساس مطالعات فادر و همکاران (۱۳) در میان ۱۰ کشور جهان، ایران و پاکستان، پرمصرف‌ترین کشورها از نظر آب آبی بوده و در مقابل، کشورهای ایالات متحده آمریکا و هندوستان در بخش آب سبز، پرمصرف می‌باشند که نشانگر استفاده بهتر این کشورها از مزارع دیم و حفظ منابع آب می باشد (۱۴). طبق نتایج مطالعات هوکسترا و مکنون (۱۷) ایران، صادرات آب آبی و واردات آب سبز دارد و این بدان معناست که منابع آب ارزشمند خود را صادر می‌کند و منابع کم ارزش‌تر آب سبز را از سایر کشورها، وارد می‌کند (۱۱). ژانگ و همکاران (۳۱) نیز طی یک دوره ۹ ساله (۲۰۱۰- ۲۰۰۲) به برآورد میزان آب مجازی سبز و آبی پنج محصول اصلی در استان گانسو کشور چین پرداختند. در این مطالعه بر اساس میزان و ارزش آب مجازی به اولویت‌بندی مکانی کشت محصولات غالب منطقه در سه کلاس خوب، متوسط و ضعیف، اقدام گردیده است. همچنین بر اساس مطالعه علیقلی نیا و همکاران (۴) در خصوص تخمین و ارزیابی ردپای آب آبی و سبز محصولات عمده مورد کشت در حوضه آبریز دریاچه ارومیه، دو محصول ذرت علوفه‌ای و چغندرقند، بالاترین نسبت آب آبی به سبز را داشته‌اند. نتایج پژوهش سالاری و همکاران (۲۴) با موضوع بررسی آب مجازی گندم در استان سیستان و بلوچستان، همچنین مطالعه آب مجازی استان هرمزگان، توسط بابازاده و سرائی تبریزی (۶) موید این مسئله است که آب سبز، سهم ناچیزی در فرایند تولید محصولات در کشور دارد. لذا لازم است با اتخاذ یک رویکرد جدید الگوی کشت به سمت استفاده بیشتر از منابع آب سبز هدایت شود. روش‌های مختلفی جهت محاسبه آب مجازی سبز و آبی وجود دارد که هرکدام از روش‌های مزبور به شرط در اختیار داشتن داده‌های مورد نیاز، قابل استفاده می باشند. به طورکلی بررسی متون داخل و خارج از کشور نشان می دهند که تحلیل وضعیت آب مجازی به عنوان یک راهکار نوین مورد توجه قرار گرفته است در برخی مطالعات مقدار آب مجازی فارغ از ارزش ریالی آن مورد توجه قرار گرفته است و یا اینکه صرفا آب مجازی محصولات آبی تحلیل گردیده است. در این مطالعه ضمن برآورد سهم آب مجازی سبز و آبی، مقدار و ارزش آب مجازی محصولات عمده استان کرمانشاه شامل محصولات دیم و آبی، ملاک پهنه‌بندی شهرستانهای استان قرار گرفت. لذا نتایج این مطالعه، تحلیل کامل‌تری در خصوص وضعیت آب مجازی استان کرمانشاه در اختیار برنامه‌ریزان قرار خواهد داد.

مواد و روش‌ها

در این مطالعه روش کمی از نوع پژوهش‌های اسنادی است. روش پژوهش اسنادی شامل دامنه گسترده‌ای از فعالیت‌هایی است که تحلیل منابع و مدارک را با سازماندهی بیشتر، تسهیل می‌کند. این روش، جهت تحلیل مدارک تاریخی و متون سازمانی نظیر گزارش‌ها، صورت جلسات، تفاهم نامه‌ها و ... همچنین متون دیجیتالی شامل بانک‌های اطلاعاتی، صفحات وب، ایمیل‌ها و غیره به کار می‌رود (۱۶). داده‌های تحقیق از نوع داده‌های دسته دوم بوده و از منابع مختلف شامل سایت اطلاعات فائو، بانک آمار سازمان جهاد کشاورزی، سازمان هواشناسی استان، مرکز تحقیقات کشاورزی استان، مدیریت آب و خاک و مدیریت زراعت سازمان جهاد کشاورزی استان، نشریه "قیمت فروش محصولات و هزینه خدمات کشاورزی در مناطق روستایی کشور" جمع آوری گردید. همچنین از نرم‌افزارهای مختلف شامل نرم‌افزارهای CROPWAT، AGWAT و EXCEL و فرمول‌های مرتبط استفاده شد.

در این مطالعه آب مجازی به تفکیک شهرستان برای محصولات زراعی عمده استان طی سال زراعی ۹۴-۹۳ با استفاده از رابطه (۱) برآورد گردید.

$$VWC = (Ir + P_e)/ Y \quad (۱)$$

در این رابطه VWC معادل میزان آب مجازی (متر مکعب بر کیلوگرم محصول)، Ir نیاز ناخالص آبیاری (متر مکعب در هکتار)، Y عملکرد محصول (کیلوگرم بر هکتار) و P_e بارش مؤثر (متر مکعب در هکتار) می باشد. نیاز ناخالص آبیاری از طریق محاسبه نسبت نیاز خالص آبیاری به راندمان آبیاری از طریق رابطه (۲) برآورد شد.

$$Ir = Ir_n / Efficiency \quad (۲)$$

نیاز خالص آبیاری به عنوان مولفه اصلی موردنیاز در محاسبه آب مجازی مطابق رابطه (۳) و از طریق کسر میزان بارندگی مؤثر از تبخیر و تعرق گیاهی (نیاز آبی گیاه) محاسبه گردید.

$$Ir_n = (Et_c - P_e) \quad (۳)$$

Ir_n: معادل نیاز خالص آبیاری و ET_c: معادل نیاز آبی گیاه یا تبخیر و تعرق گیاه (متر مکعب بر هکتار) می‌باشد.

نیاز آبی گیاه بر اساس مقادیر ماهیانه تبخیر و تعرق پتانسیل و ضریب گیاهی در مراحل رشد محصولات با استفاده از رابطه (۴) برآورد گردید.

$ET_c = Kc \times ET_o$ (۴)

ET_o معادل تبخیر و تعرق پتانسیل گیاه مرجع (متر مکعب بر هکتار) و Kc: معادل ضریب گیاهی می‌باشد.

در این مطالعه به منظور برآورد تبخیر و تعرّق گیاه از نرم‌افزار کراپ‌وات و روش پنمن مانتیث استفاده گردید. روش پنمن- مانتیث از معتبرترین روش‌ها برای تخمین تبخیر و تعرق پتانسیل محسوب می‌گردد (۵). فائو در نشریه ۵۶، روش پنمن مانتیث را به عنوان روش استاندارد برآورد تبخیر و تعرّق گیاه مرجع معرفی نمود. داده‌های الزامی نرم‌افزار کراپ‌وات شامل داده‌های هواشناسی، داده‌های زراعی و داده‌های مربوط به خصوصیات خاک، جمع‌آوری و پردازش شد. در خروجی نرم افزار کراپ‌وات، میزان تبخیر و تعرق، بارش مؤثر مورد نیاز برای هر محصول در هر شهرستان تعیین گردید. نهایتا با استفاده از رابطه (۱) میزان آب مجازی هر محصول در شهرستان‌ها محاسبه و در ادامه میزان آب مجازی سبز و آبی برآورد گردید.

برآورد میزان آب مجازی سبز و آبی

آب مجازی مطابق مطالعات ژانگ و همکاران (۳۱) شامل آب مجازی سبز و آب مجازی آبی است. آب مجازی آبی از طریق محاسبه نسبت نیاز آبیاری به عملکرد محصول و آب مجازی سبز با محاسبه نسبت میزان بارش موثر به عملکرد محصول مطابق رابطه‌های (۵) و (۶) برآورد شد.

$VWC_{green}= P_e/ Y$ (۵)

$VWC_{blue}= Ir / Y$ (۶)

در نهایت مقدار کل آب مجازی و هم‌چنین مقادیر و سهم آب‌مجازی سبز و آبی به تفکیک محصول در شهرستان‌های استان برآورد گردید.

محاسبه ارزش آب مجازی (UWV)

با توجه به اینکه صرفا بر اساس مقدار آب مجازی مصرفی نمی‌توان در مورد محصول بهینه قضاوت کرد، لذا به محاسبه ارزش و یا سوددهی واحد آب مجازی برای هر محصول اقدام گردید. به این ترتیب محصولی که به ازای مصرف یک واحد آب مجازی، ارزش ریالی بیشتری را ایجاد نماید به عنوان محصول بهینه، انتخاب می‌شود (۱۹). ارزش آب مجازی توسط رابطه (۷) و از تقسیم قیمت محصول (ریال بر کیلوگرم) به میزان آب مجازی صرف‌شده برای تولید آن محصول محاسبه شد (۳۱).

(۷) مقدار آب مجازی / قیمت محصول = ارزش واحد آب مجازی

در مرحله بعد محصولات بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی مطابق جدول ۱ در سه سطح طبقه‌بندی شدند. محصولات سطح (۱) با مقدار آب مجازی کمتر از یک مترمکعب در کیلوگرم از محصولات کم مصرف محسوب می‌شوند. محصولات سطح (۲) با مقدار آب مجازی بین یک تا سه مترمکعب در کیلوگرم جزء محصولات با مصرف متوسط و محصولات سطح (۳) با مقدار آب مجازی بیشتر از سه مترمکعب در کیلوگرم باشد در گروه محصولات پرمصرف قرار گرفتند (۱۵).

جدول ۱- طبقه‌بندی محصولات بر اساس سطوح مقدار آب مجازی

Table 1- Classification of products based on levels of virtual water content

سطح Level	مقدار آب مجازی (متر مکعب/کیلوگرم) VW (m^3/kg)
1	VW< 1
2	1 <VW < 3
3	VW > 3

همچنین به منظور سطح‌بندی ارزش آب مجازی ابتدا میانگین و انحراف معیار مقادیر ارزش آب مجازی هر محصول محاسبه شد سپس با استفاده از روش فاصله انحراف از میانگین مطابق رابطه‌های (۸) و (۹) مقادیر حداکثر و حداقل ارزش آب مجازی تعیین و نهایتا داده‌ها مطابق جدول ۲ در سه سطح شامل سطح (۱) با ارزش بالا، سطح (۲) با ارزش متوسط و سطح (۳) با ارزش پایین طبقه‌بندی شدند.

X_1:Mean+1/2Sd (۸)

X_2:Mean-1/2Sd (۹)

جدول ۲- طبقه‌بندی محصولات بر اساس سطوح ارزش آب مجازی

Table 2- Classification of products based on levels of virtual water value

سطح Level	ارزش آب مجازی UVW(m_3/Rial)
1	UVW > X1
2	X_1 <UVW < X_2
3	UVW < X_2

در نهایت به منظور اولویت‌بندی مکانی کشت محصولات از ترکیب شاخص‌های VW و UWV استفاده شد (۳۱). بر این اساس مطابق جدول ۳ در ستون اول مقدار آب مجازی (شاخص VW) و در ستون دوم ارزش آب مجازی (شاخص UWV) اولویت قرار گرفت و مناطق بر اساس اولویت ها در کلاس‌های A تا I پهنه‌بندی گردید. کلاس A ایده‌آل‌ترین وضعیت و با مفهوم حداقل مقدار آب مجازی و حداکثر ارزش آب مجازی، کلاس I نامطلوب‌ترین وضعیت و به مفهوم حداکثر مقدار آب مجازی و حداقل ارزش آب مجازی و همچنین کلاس D به مفهوم متوسط مقدار و ارزش آب مجازی است. سایر کلاس‌ها نیز بر اساس اولویت ستون‌ها تعیین می‌گردد. به طور مثال کلاس B درستون با اولویت VW دارای مقدار حداقل آب

مجازی (VW_1) و مقدار متوسط ارزش آب مجازی (UVW_2) است. کلاس مزبور در جدول با اولویت UWV دارای حداکثر ارزش آب مجازی (UVW_1) و مقدار متوسط مقدار آب مجازی (VW_2) می‌باشد.

جدول ۳- اولویت‌بندی مکانی کشت محصولات بر اساس ترکیب شاخص‌های VW و UWV

Table 3- Spatial Prioritization of Cultivation of Products Based on the Combination of VW and UWV

کلاس Class	اولویت‌بندی با ارجحیت مقدار آب مجازی Prioritize with virtual water preference	اولویت‌بندی با ارجحیت ارزش آب مجازی Prioritize with virtual water value preference
A	VW_1 - UVW_1	UVW_1 - VW_1
B	VW_1 - UVW_2	UVW_1- VW_2
C	VW_2 - UVW_1	UVW_2 - VW_1
D	VW_2 - UVW_2	UVW_2- VW_2
E	VW_1 – UVW_3	UVW_1 – VW_3
F	$VW_{۲}$– $UVW_{۳}$	UVW_2 – VW_3
G	VW_3 - UVW_1	UVW_3 - VW_1
H	$VW_{۳}$- UVW_2	UVW_3 – VW_2
I	VW_3 – UVW_3	UVW_3 – VW_3

نتایج و بحث

در بخش اول، مقادیر آب مجازی محصولات همچنین سهم هر یک از اجزای آب مجازی در تامین نیاز آبی هر محصول به تفکیک شهرستان‌ها ارائه شده است. مطابق جدول ۴ میزان آب مجازی محصول گندم آبی در شهرستان‌های استان بین ۱٫۹۶ تا ۳٫۶۸ متر مکعب بر کیلوگرم قرار دارد. بیشترین سهم آب مجازی آبی در تولید این محصول مربوط به شهرستان هرسین و کمترین درصد آب مجازی در شهرستان جوانرود می‌باشد. به‌عبارتی شهرستان جوانرود بیشترین درصد سهم آب سبز معادل ۳۸٫۴ درصد را در تولید این محصول به خود اختصاص داده است.

جدول ٤- آب مجازی گندم آبی در استان کرمانشاه (متر مکعب بر کیلوگرم)

Table 4- Virtual water of wheat in Kermanshah province (m^3/kg)

	واحد	کرمانشاه Kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kangavar	سنقر Songhor	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	ثلاث Salas	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Gilangharb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
آب مجازی Virtual water	(مترمکعب بر کیلوگرم) m^3/kg	3.50	3.05	3.62	3.68	2.63	3.15	2.14	1.99	3.23	2.50	1.96	2.19
سهم آب مجازی آبی Share of blue virtual water	%	88.6	81.9	88.6	89.6	79.9	85.8	61.6	69.7	71.3	79.9	82.1	82.1
سهم آب مجازی سبز Share of green virtual water	%	11.4	18.1	11.4	10.4	20.1	14.2	38.4	30.3	28.7	20.1	17.9	17.9

مطابق جدول ۵ میزان آب مجازی محصول چغندرقند بهاره بین ۰٫۴۳۷تا ۰٫۶۲۴ متر مکعب بر کیلوگرم در بین شهرستان‌های استان می‌باشد. بررسی درصد آب مجازی سبز و آبی در تولید چغندرقند مطابق شکل ۲ نشان داد که سهم آب مجازی آبی این محصول در اغلب شهرستان‌های استان حدود ۱۰۰ درصد می‌باشد. به عبارت دیگر این محصول تقریبا تمام نیاز آبی خود را از منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی تامین می‌کند.

مطابق جدول ۶ میزان آب مجازی محصول جوآبی بین ۱٫۱۹ تا ۳٫۰۲ متر مکعب بر کیلوگرم در بین شهرستان‌های استان محاسبه گردید. همچنین بررسی درصد آب مجازی سبز و آبی نشان داد کمترین سهم آب مجازی آبی این محصول مربوط به شهرستان قصرشیرین و بیشترین سهم آب مجازی آبی در شهرستان صحنه می‌باشد.

جدول ۵- آب مجازی چغندرقند بهاره در استان کرمانشاه (متر مکعب بر کیلوگرم)

Table 5- Virtual water of spring sugarbeet in Kermanshah province (m^3/kg)

	واحد	کرمانشاه Kermanshah	اسلام آباد Eslamababd	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kangavar	روانسر Ravansar
آب مجازی **Virtual water**	(متر مکعب بر کیلوگرم) m^3/kg	0.59	0.554	0.624	0.605	0.437	0.444
سهم آب مجازی آبی **Share of blue virtual water**	%	98.7	98.6	98.5	99.1	98.4	98.3

جدول ٦- آب مجازی جو آبی در استان کرمانشاه (متر مکعب بر کیلوگرم)

Table 6– Virtual water of Barley in Kermanshah Province (m^3/kg)

شهرستان	واحد	کرمانشاه Kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kanghavar	سنقر Songhor	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Gilangharb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
آب مجازی **Virtual water**	(متر مکعب بر کیلوگرم) m^3/kg	2.78	2.86	2.62	2.53	2.26	3.02	2.02	1.79	1.36	1.19	1.49
سهم آب مجازی آبی **Share of blue virtual water**	%	82.1	78.6	84.6	84.0	73.9	80.6	50.0	61.1	46.2	58.3	60.0
سهم آب مجازی سبز **Share of green virtual water**	%	17.1	23.6	16.2	17.2	24.3	16.8	51.0	38.3	58.5	40.8	39.3

مطابق جدول ۷ میزان آب مجازی محصول ذرت‌دانه‌ای بـین ۱٫۶ تا ۲٫۸ متر مکعب در کیلوگرم در بین شهرستان‌های استان قـرار دارد. همچنین سهم آب مجازی آبی این محصول در اغلب شهرستان‌هـای استان تقریبا حدود ۱۰۰ درصد می‌باشد.

جدول ۷- آب مجازی ذرت دانه‌ای در استان کرمانشاه (متر مکعب بر کیلوگرم)

Table 7- Virtual water of Maize in Kermanshah Province (m^3/kg)

	واحد	کرمانشاه kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kanghavar	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	ثلاث Salas	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Gilangharb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
آب مجازی **Virtual water**	(متر مکعب بر کیلوگرم) m^3/kg	2.6	2.5	2.4	2.3	1.9	2.5	2.1	2.8	2	2.2	1.6
سهم آب مجازی آبی **Share of blue virtual water**	%	99.5	99.3	99.6	99.8	99.3	99	99.4	99.5	97.5	98.2	95.2
سهم آب مجازی سبز **Share of green virtual water**	%	0.5	0.7	0.4	0.2	0.7	1	0.6	0.5	2.5	1.8	4.8

جدول ۸- آب مجازی گوجه‌فرنگی در استان کرمانشاه (متر مکعب بر کیلوگرم)

Table 8– Virtual water of tomato in Kermanshah Province (m^3/kg)

شهرستان	واحد	کرمانشاه kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kanghavar	سنقر Songhor	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	ثلاث Salas	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Gilangharb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
آب مجازی Virtual water	(متر مکعب بر کیلوگرم) m^3/kg	0.363	0.344	0.373	0.361	0.354	0.323	0.385	0.293	0.372	0.133	0.093	0.095
سهم آب مجازی آبی Share of blue virtual water	%	99.2	99.0	99.2	99.6	98.8	99.1	98.7	98.9	99.3	90.2	86.2	84.6
سهم آب مجازی سبز Share of green virtual water	%	0.8	1.0	0.8	0.4	1.2	0.9	1.3	1.1	0.7	9.8	13.8	15.4

در جدول ۸ میزان آب مجازی محصول گوجه‌فرنگی مورد مطالعه قرار گرفته است که بین ۰,۰۹۳ تا ۰,۳۸۵ متر مکعب بر کیلوگرم در بین شهرستان‌های استان قرار دارد. سهم آب مجازی آبی این محصول در اغلب شهرستان‌ها حدود ۱۰۰ درصد می‌باشد که نشان‌دهنده اتکای کامل تولید این محصول به آب‌های سطحی و زیرزمینی است.

در جداول ۹ مقدار آب مجازی محصولات گندم، جو و نخود دیم به تفکیک شهرستان‌ها آورده شده است. مقدار آب مجازی محصول گندم دیم بین ۱,۴ تا ۴ متر مکعب بر کیلوگرم است که حداقل مقدار آب مجازی معادل در شهرستان گیلانغرب و بیشترین مقدار مربوط به شهرستان اسلام‌آباد می‌باشد. مقدار آب مجازی محصول جو دیم بین ۱,۹ تا ۴,۳۵ متر مکعب بر کیلوگرم است که حداقل و حداکثر مقدار آب مجازی به ترتیب مربوط به شهرستان‌های گیلانغرب و ثلاث می‌باشد. مقدار آب مجازی محصول نخود دیم بین ۰,۸ تا ۴,۳ متر مکعب بر کیلوگرم است که حداقل مقدار آن مربوط به شهرستان سنقر و حداکثر مقدار آب مجازی در شهرستان‌های جوانرود می‌باشد.

در بخش دوم نتایج به پهنه‌بندی مناطق استان بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی پرداخته شده است.

محصول گندم آبی: مطابق جدول ۱۰ حدود۶۰ درصد از سطوح زیرکشت گندم آبی در شهرستان‌های کرمانشاه، صحنه، هرسین، سنقر قرار دارند که بر اساس نتایج پهنه‌بندی در جدول ۱۱ این مناطق از نظر مقدار و ارزش آب مجازی در نامطلوب‌ترین وضعیت و در کلاس I قرار دارند. لذا پیشنهاد می‌گردد منابع ارزشمند آب به تولید محصولاتی با بهره‌وری بالاتر اختصاص یابند، اما با توجه به استراتژیک بودن محصول گندم و اهمیت آن در تامین امنیت غذایی پیشنهاد می‌گردد در جهت بهبود وضعیت آب مجازی این محصول تمهیدات مناسبی اتخاذ گردد که مهم‌ترین اقدام در این خصوص، افزایش عملکرد محصول می‌باشد.

جدول ۹- آب مجازی گندم، جو و نخود دیم در شهرستان‌های استان کرمانشاه (متر مکعب بر کیلوگرم)

Table 9- Virtual Water of rainfed Wheat, Barley and Chickpea in Kermanshah province (m^3/kg)

محصول	واحد	کرمانشاه kermanshah	اسلام آباد Eshamabad	صحنه Shahne	هرسین Harsin	کنگاور Kanghavar	سنقر Songhor	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	ثلاث Salas	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Gilangharb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
گندم دیم Rainfed Wheat	(متر مکعب بر کیلوگرم) m^3/kg	2.2	4	2.2	2	2.8	3.2	3.2	3	3.7	2.3	1.4	1.7
جو دیم Rainfed Barley	(متر مکعب بر کیلوگرم) m^3/kg	2.30	4.00	2.10	2.10	2.90	3.40	3.89	3.28	4.35	3.40	1.90	2.30
نخود دیم Rainfed Chickpea	(متر مکعب بر کیلوگرم) m^3/kg	1.9	2.1	2.7	1.8	1.5	0.8	4.3	2.5	3.4	2.5	2.4	3.1

جدول ۱۰- درصد سطح زیر کشت محصولات در شهرستان‌های استان کرمانشاه
Table 10- Cultivated area of products in Kermanshah province

محصول	واحد	کرمانشاه kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kanghavar	سنقر Songhor	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	ثلاث Salas	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Gilangharb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
گندم آبی Wheat	درصد	39	6.3	8.3	6.3	6.3	6.5	0.3	6.2	1.5	1.5	5.8	11.7
ذرت دانه‌ای Maize	درصد	46.6	0.5	1.4	5.1	5.5	0	0.1	12.5	0.8	0.4	14.2	15.5
گوجه فرنگی tomato	درصد	55.4	1.6	3.2	1.3	1.6	0.3	1.2	29.4	0.1	0.2	0.8	2.6
چغندرقند Sugarbeet	درصد	21.3	34.2	20.1	13.2	19.3			0.3				
جو آبی Barley	درصد	24.6	3.6	21.7	7.2	10.1	29.1	0.04	1.4	0	0.9	0.4	0.7
گندم دیم Rainfed Wheat	درصد	26.4	13.0	3.2	1.7	2.9	16.6	2.5	6.0	5.1	3.2	5.0	3.9
جو دیم Rainfed Barley	درصد	44.9	12.3	4.5	3.5	6.5	8.7	1.1	3.7	1.5	0.1	2.4	1.2
نخود دیم Rainfed Chickpea	درصد	33.1	11.9	2.3	5.0	2.3	14.6	2.7	8.1	2.3	0.1	5.0	0.7

جدول ۱۱- پهنه‌بندی شهرستان‌های استان بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصول گندم آبی
Table 11- Zoning of cities based on the amount and value of virtual water product of wheat

	کرمانشاه kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور kangavar	سنقر Songhor	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	ثلاث Salas	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Gilangharb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
VW مقدار آب مجازی	I	D	I	I	D	I	C	C	I	D	F	F
UVW ارزش آب مجازی	I	D	I	I	D	I	B	B	I	D	H	H

لذا اگرچه گندم آبی استان در سال ۹۴-۹۳ با عملکرد ۴۲۲۰ کیلوگرم در هکتار دارای رتبه سوم کشوری بوده اما همچنان با عملکرد برتر گندم آبی کشور در سال مزبور که معادل ۵۴۶۲ کیلوگرم در هکتار فاصله دارد (۱۵)، لذا انجام اقدامات به‌زراعی و به‌نژادی در راستای بهبود عملکرد محصول الزامی است. همچنین با اتخاذ راهکارهایی همچون افزایش قیمت محصول، بهبود سیاست‌های حمایتی و آموزشی می‌توان نسبت به افزایش ارزش آب مجازی و همچنین کاهش مقدار آب مجازی اقدام و جایگاه این محصول را در پهنه‌بندی بهبود داد.

محصول ذرت دانه‌ای: مطابق نتایج تحقیق حدود ۸۰ درصد ذرت دانه‌ای استان در مناطقی تولید می‌شود که مطابق جدول ۱۲ از نظر میزان و ارزش آب مجازی در موقعیت نامطلوب و یا متوسط قرار دارد. لذا علی‌رغم اینکه استان کرمانشاه با ۱۰ درصد از کل تولید ذرت دانه‌ای دارای رتبه سوم کشوری می‌باشد (۱۵)، اما توسعه کشت این محصول از لحاظ میزان و ارزش آب مجازی به صرفه نیست ضمن اینکه بدلیل وابستگی بالای این محصول به منابع آب آبی (بیشتر از ۸۸ درصد) ذرت دانه ای محصول مناسبی در شرایط اقلیمی فعلی استان نمی‌باشد. لذا توصیه می‌شود این محصول با سایر محصولات به گونه‌ای جایگزین گردد که ضمن صرفه‌جویی در مصرف آب، وضعیت اقتصادی و معیشت کشاورزان را بهبود ببخشد.

مطابق نتایج تحقیق معادل ۸۶ درصد سطح زیر کشت محصول جوآبی در شهرستان‌هایی قرار دارد که مطابق جدول ۱۳ وضعیت آب مجازی مناسبی ندارند. خصوصا در شهرستان سنقر، محصول جو آبی با ۲۹ درصد سطح زیر کشت از نظر مقدار و ارزش آب مجازی در بدترین وضعیت قرار دارد. لذا پیشنهاد می‌شود با توجه به سطح بالای زیرکشت جو آبی در استان نسبت به ارتقاء عملکرد محصول اقدام نمود. جوآبی استان در سال ۹۴-۹۳ با عملکرد ۳۹۲۱ کیلوگرم در هکتار رتبه چهارم کشوری را دارد (۱۵) که می‌توان با اجرای اقدامات به‌زراعی عملکرد این محصول را ارتقا داد. همچنین می‌توان با افزایش قیمت محصول و توسعه کشت محصول در مناطق مناسب در راستای بهره‌گیری هر چه بیشتر از منابع آب سبز، نسبت به بهبود وضعیت محصول از لحاظ مقدار و ارزش آب مجازی اقدام نمود.

جدول ۱۲- پهنه‌بندی شهرستان‌های استان بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصول ذرت دانه‌ای

Table 12- Zoning of cities based on the amount and value of virtual water product of Maize

	کرمانشاه kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kangavar	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	ثلاث Salas	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Ghilangharb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
VW مقدارآب مجازی	F	F	D	D	B	F	D	F	B	D	B
UVW ارزش آب مجازی	H	H	D	D	C	H	D	H	C	D	C

جدول ۱۳- پهنه‌بندی شهرستان‌های استان بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصول جو آبی

Table 13- Zoning of cities based on the amount and value of virtual water product of Barley

	کرمانشاه kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kangaar	سنقر Songhor	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Ghilangharb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
مقدار آب مجازی VW	F	F	F	F	D	I	D	D	C	C	C
ارزش آب مجازی UVW	H	H	H	H	D	I	D	D	B	B	B

جدول ۱۴- پهنه‌بندی شهرستان‌های استان بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصول گوجه‌فرنگی

Table 14- Zoning of cities based on the amount and value of virtual water product of tomato

	کرمانشاه kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kangavar	سنقر Songhor	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	ثلاث Salas	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Gilangharb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
مقدار آب مجازی VW	E	E	E	E	E	B	E	B	E	A	A	A
ارزش آب مجازی UVW	G	G	G	G	G	C	G	C	G	A	A	A

محصول گوجه‌فرنگی: مطابق جدول ۱۴ در تمامی شهرستان‌ها این محصول دارای مقدار حداقل مقدار مصرف آب مجازی است. از لحاظ ارزش آب مجازی به استثنای شهرستان‌های قصرشیرین، گیلانغرب و سرپل‌ذهاب که در شرایط ایده‌آل قرار دارند سایر شهرستان‌ها دارای مقدار پایین و متوسط ارزش آب مجازی می‌باشند. وضعیت مطلوب محصول از لحاظ مقدار آب مجازی بواسطه عملکرد بالای این محصول است. با این حال به دلیل وابستگی تقریبا ۱۰۰ درصدی این محصول به آب آبی و لزوم تامین بیشترین آب مورد نیاز این محصولات از منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی منطقه و با توجه به شرایط وخیم آبی پیشنهاد می‌گردد، محصولات جایگزین در الگوی کشت منطقه قرار گیرد.

محصول چغندرقند: مطابق نتایج این مطالعه در جدول ۱۵ محصول چغندرقند در شهرستان‌های زیر کشت از نظر مقدار آب مجازی وضعیت مطلوب و از لحاظ ارزش آب مجازی در شرایط متوسطی قرار دارد. با این‌حال محصول چغندرقند همانند سایر محصولات بهاره نیاز آبی بالایی دارد و با توجه به تامین حداکثر نیاز آبی خود از آب‌های سطحی و زیر زمینی، محصول مناسبی در شرایط اقلیمی استان نمی باشد. لذا توسعه کشت این محصول منجر به ناپایداری در وضعیت منابع آب استان خواهد شد. اما با تغییر تاریخ کشت محصول چغندرقند از بهار به پاییز در مناطق گرمسیر استان و افزایش سهم منابع آب سبز در تولید این محصول می‌توان هدر رفت منابع ارزشمند آب را تا میزان قابل‌توجهی کاهش داد. لذا با توجه به درآمدزایی محصول چغندرقند، تبحر خاص کشاورزان استان در زمینه تولید این محصول و هم چنین با عنایت به انجام اقداماتی از جمله استفاده از بهترین بذور و کنترل بیماری‌هایی نظیر ریشه‌ریشی (رایزومانیا) در استان طی سال‌های اخیر، کشت پاییزه این محصول دارای مزیت تولید خواهد بود.

جدول ۱۵- پهنه‌بندی شهرستان‌های استان بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصول چغندرقند
Table 15- Zoning of cities based on the amount and value of virtual water product of sugarbeet

	کرمانشاه kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kangavar	روانسر Ravansar
مقدار آب مجازی VW	E	B	E	E	E	A
ارزش آب مجازی UVW	G	C	G	G	G	A

جدول ۱۶- پهنه‌بندی شهرستان‌های استان بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصول گندم دیم
Table 16- Zoning of cities based on the amount and value of virtual water product of of rainfed Wheat

	کرمانشاه kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kangavar	سنقر Songhor	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	ثلاث Salas	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Ghilangharb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
مقدار آب مجازی VW	D	I	D	B	D	I	I	F	I	D	B	B
ارزش آب مجازی UVW	D	I	D	C	D	I	I	H	I	D	C	C

محصول گندم دیم: در خصوص تولید گندم دیم مطابق نتایج مطالعه در جدول ۱۶ به استثنای شهرستان‌های هرسین، گیلانغرب و سرپل‌ذهاب، سایر مناطق استان از لحاظ میزان و ارزش آب مجازی گندم دیم در شرایط متوسطی قرار دارند. ضمن اینکه شهرستان‌های اسلام‌آباد، سنقر، جوانرود و ثلاث در کلاس I و در نامطلوب‌ترین وضعیت قرار دارد یکی از دلایل مهم این مساله، پایین بودن عملکرد این محصول می‌باشد. متوسط عملکرد محصول در استان طی سال ۹۴-۹۳ معادل ۷۵۰ کیلوگرم در هکتار می‌باشد. در صورتی که عملکرد گندم دیم در همان سال در کشور معادل ۱۰۴۳ کیلوگرم در هکتار بوده است (۱۵) لذا استان کرمانشاه از لحاظ عملکرد این محصول، جایگاه مناسبی ندارد. با عنایت به اینکه ۴۰ درصد سطح زیرکشت محصولات زراعی استان به گندم دیم اختصاص دارد و همچنین با توجه به گرایش کشورها به تولید و تجارت محصولات دیم بواسطه وابستگی کامل به منابع آب سبز پیشنهاد می‌گردد در خصوص افزایش عملکرد و همچنین قیمت این محصول تدابیر مناسبی اتخاذ گردد.

محصول جودیم: مطابق جدول ۱۷ تولید جو دیم باستثنای شهرستان‌های کرمانشاه، صحنه، هرسین، کنگاور، گیلانغرب و سرپل‌ذهاب در سایر مناطق استان در شرایط نامناسبی از لحاظ مقدار و ارزش آب مجازی قرار دارد. با توجه به اینکه استان از لحاظ سطح زیر کشت این محصول، رتبه سوم کشوری را داراست (۱۵) و همچنین به واسطه وابستگی کامل این محصول به آب سبز، ضرورت دارد نسبت به ارتقا جایگاه این محصول از لحاظ مقدار و ارزش آب مجازی اقدام نمود. یکی از مهم‌ترین راهکارها در این خصوص؛ ارتقا عملکرد محصول است. مطابق آمار سال ۹۴-۹۳ عملکرد محصول جودیم در استان با عملکرد این محصول در استان قم به عنوان استان برتر که معادل ۴۱۵۱ کیلوگرم در هکتار می‌باشد، فاصله زیادی دارد (۱۵). لذا لزوم اتخاذ راهکارهای به زراعی و بهبود سیاست‌های قیمت‌گذاری می‌تواند در افزایش میزان و ارزش آب مجازی محصول بسیار اثرگذار باشد.

محصول نخود دیم: مطابق جدول ۱۸ به استثنای شهرستان‌های جوانرود و ثلاث که برای تولید محصول نخود دیم بیشترین مصرف آب مجازی و حداقل ارزش آب مجازی را دارند. سایر شهرستان‌ها از لحاظ مقدار و ارزش آب مجازی برای این محصول در وضعیت متوسطی هستند.

جدول ۱۷- پهنه‌بندی شهرستان‌های استان بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصول جودیم
Table 17- Zoning of cities based on the amount and value of virtual water product of of rainfed Barley

	کرمانشاه kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kanghavar	سنقر Songhor	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	ثلاث Salas	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Ghilangharb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
مقدار آب مجازی VW	B	I	B	B	D	I	I	I	I	I	B	B
ارزش آب مجازی UVW	C	I	C	C	D	I	I	I	I	I	C	C

جدول ۱۸- پهنه‌بندی شهرستان‌های استان بر اساس مقدار و ارزش آب مجازی محصول نخود دیم

Table 18- Zoning of cities based on the amount and value of virtual water product of of rainfed Chickpea

	کرمانشاه kermanshah	اسلام آباد Eslamabad	صحنه Sahne	هرسین Harsin	کنگاور Kanghavr	سنقر Songhor	جوانرود Javanrood	روانسر Ravansar	ثلاث Salas	قصر شیرین Ghasrshirin	گیلانغرب Gilangarb	سرپل ذهاب Sarpolzahab
مقدار آب مجازی VW	D	D	D	D	C	A	I	D	I	D	D	H
ارزش آب مجازی UVW	D	D	D	D	B	A	I	D	I	D	D	F

دلیل اصلی اینکه مناطق مختلف استان وضعیت چندان مطلوبی از نظر مقدار آب مجازی در تولید نخود دیم ندارند ناشی از عملکرد پایین محصول می‌باشد. در سال زراعی ۹۴-۹۳ عملکرد نخود دیم استان حدود ۳۰۰ کیلوگرم در هکتار بوده است در صورتی‌که متوسط عملکرد نخود کشور ۴۰۲ کیلوگرم در هکتار و عملکرد نخود استان کهکیلویه و بویراحمد به عنوان استان اول در این خصوص معادل ۱۶۵۶ کیلوگرم در هکتار بوده است (۱۵). لذا با عنایت به اینکه استان کرمانشاه با ۲۶ درصد سطح زیر کشت محصول نخود، رتبه اول سطح زیرکشت در کشور را دارا است (۱۵) و همچنین با توجه به طعم بی‌نظیر نخود استان لازم است با اتخاذ تمهیدات لازم نظیر به‌نژادی و به‌زراعی، همچنین بهبود قیمت‌گذاری مناسب، توسعه کشت مکانیزه نخود پاییزه و ترغیب بهره‌برداران در این‌خصوص، زمینه کاهش مصرف آب مجازی و همچنین افزایش ارزش آب مجازی این محصول را فراهم آورد. ضمن اینکه این تدابیر منجر به افزایش مزیت تولید محصول در استان و افزایش قدرت رقابت‌پذیری این محصول در مقابل واردات نخود توسط رقبای خارجی خصوصا کشور روسیه افزایش یابد.

به طور کلی نتایج این مطالعه نشان داد که محصولات چغندرقند و گوجه‌فرنگی از لحاظ مقدار و ارزش آب مجازی شرایط مناسبی در اغلب مناطق استان دارند، اما با توجه به اتکای کامل این محصولات به منابع آب آبی توصیه می‌شود با اتخاذ راهکارهایی همچون تغییر زمان و مکان کشت، بهره‌وری از منابع آب سبز را در تولید این محصولات به حداکثر رساند. همچنین در خصوص محصولات عمده شامل گندم، جو و نخود علیرغم این که محصولات مزبور از لحاظ مقدار و ارزش آب مجازی وضعیت مناسبی در پهنه‌بندی شهرستانها ندارد، اما بواسطه جایگاه این محصولات در معیشت پایدار، حذف و جایگزینی آنها امکان‌پذیر نبوده و ملاحظات سیاسی در راستای خودکفایی کشور می‌طلبد که سیاست‌گزاران بخش کشاورزی با انجام تمهیدات مناسب نسبت به برنامه‌ریزی درخصوص تولید پایدار این محصولات اقدام نمایند. انجام امور به‌زراعی، به‌نژادی، تغییر فصل‌کشت مطابق شرایط اقلیمی، توسعه کشت در مناطق مناسب و همچنین اعمال سیاست‌های مناسب قیمت‌گذاری و حمایتی از جمله آموزش بهره‌برداران، بهبود ساز و کار مناسب بیمه و ... خصوصا در مورد محصولات گندم، جو و نخود دیم که حدود ۸۰ درصد از کل سطح زیر کشت زراعی استان را به خود اختصاص داده‌اند و به دلیل اتکا به نزولات جوی، محصولات مناسبی در تولید و صادرات محسوب می‌شوند بسیار اثربخش خواهد بود.

منابع

1- Abedi S., TAHAMI PM. 2017. Measurement and Analysis of Virtual Water Trade Balance in Agriculture Sector of Zanjan Province. Iranian Journal of Agricultural Economics and Development Research 472: 805-814. (In Persian)

2- Ahadiat M., Farhadian H., and Choobchian S. 2016. The role of green water, blue water, gray water and virtual water in agriculture, International Congress on Engineering Innovation and Technology Development, 16-18 FEB 2016, Tabriz, Iran. (In Persian)

3- Aldaya M.M., Hoekstra A.Y., and Allan J.A. 2010. Strategic importance of green water in international crop trade.Ecological Economics 69(4): 887- 894.

4- Aligholinia T., Rezaie H., Behmanesh J., and Montaseri M. 2016. Presentation of water footprint concept and its evaluation in Urmia lake watershed agricultural crops. J. WaterSoil Cons. 23: 337-344. (In Persian)

5- 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.

6- Babazadeh H., and Saraei Tabrizi M. 2012. Evaluation of agricultural situation of Hormozgan province for virtual water perspective. Water Research in Agriculture (Soil and Water Sciences) (26): 485–489. (In Persian)

7- Bagheri Khalili Z., Khoshravesh M., and Ghaffari M. 2016. Investigation and Comparison the Amount of Virtual Water for Soybean and Rice in Mazandaran Province 2(1): 59-74. (In Persian)

8- Bazrafshan O., Cheshmberah A., and Holisaz A. 2015. Trend analysis of the pan evaporation in different climates of

Hormozgan province. Journal of Conservation and Utilization of Natural Resources 4(2): 171-176.
9- Chapagain A.K., and Hoekstra A.Y. 2004. Water footprints of nations, Value of WaterResearch Report Series No. 16, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
10- Ghasemi Azadkhani M. 2014. Drought status survey in Kermanshah province (1988-2013) and appropriate strategies and mitigate its effects. Third Agricultural and Sustainable Development Conference. Opportunities and Challenges, Shiraz, Faculty of Agricultural Sciences, Islamic Azad University, Shiraz.
11- Ghoddusi H., and Davari H. 2016. Critically analysis of virtual water from the perspective of policy-making, Journal of Water and Sustainable Development 3(1): 47-58. (In Persian)
12- Gholam Hosein Pour Jafari Nejad A., Alizadeh A., Nashat A., and Abolhasani Zeraatkar M. 2014. Iranian Journal of Irrigation & Drainage 8(2): 325- 335. (In Persian)
13- Fader M., Gerten D., Thammer M., Heinke J., Lotze-Campen H., Lucht W., and Cramer W. 2011. Internal and external green–blue agricultural water footprints of nations, and related water and land savings through trade. Hydrol. Hydrology and Earth System Sciences 15(5): 1641-1660.
14- Khoramivafa M., Nouri M., Mondani F., and Veisi H. 2017. Evaluation of Virtual Water, Water Productivity and Ecological Footprint in Wheat and Maize Farms in West of Iran: A Case Study of Kouzaran Region, Kermanshah Province. Journal of Water and Sustainable Development 3(2): 19–26. (In Persian)
15- Liu S. 2013. Virtual water and the optimization of industrial structure of agriculture in Shandong Province, J Glaciol Geocryol. 25(6): 692–700.
16- Marc J., Ventresca and John W., Mohr. 2002. *Archival Research Methods.* In: Baum, Joel, (ed.) The Blackwell Companion to Organizations. 805-828. ISBN 978-0631216940.
17- Mekonnen M.M., and Hoekstra A.Y. 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. Hydrology and Earth System Sciences 15: 1577-1600.
18- Ministry of Jahade Keshvarzi. 2015. Statistical Book, Vol. 1, Agricultural Crops, Agricultural Year: 2014-2015.
19- Mirasi S., Rahnama H., and Elyasi M. 2013. Groundwater level drawdown and occurrence land subsidence phenomenon in Marvdasht Plian, Fars. International Conference on Enviromental Crisis and its Solution.Kish, Iran.
20- Mirchooli F., Soltani koopahi S., and Faramarzi M. 2018. Evaluation of Virtual Water Transactions and Water Footprints of Some Agricultural Products in Iran, Iranian Journal of Water Research 10(20). (In Persian)
21- Mirzavand M., and Imani R. 2014. Determining the Optimal Cropping Pattern Based on Virtual Water Concept and Economic Profitability for Water Crisis Prevention: A Case Study of Kashan Plain, Isfahan Province, Iran. International Bulletin of Water Resources & Development 3(4): 51-59.
22- Omidi F., and Homaee M. 2015. Deriving crop production functions to estimate wheat virtual water and irrigation water price. Journal Management System 5(2): 131- 143. (In Persian)
23- Rojhani Shirazi N., Ahmadi S.H. Kamgar Haghighi A.A., and Sepaskhah A.R. 2016. Spatial and temporal distribution of virtual water of irrigated and rainfed wheat in Fars province, 2016. Sixth national conference on water resources management, At Kurdistan University, Sanandaj City.
24- Salari S., Karandish F., and Darzi nafti Chaly A. 2015. Temporal and spatial analysis of Sistan and Baluchestan province Wheat virtual climate change.Journal of Irrigation and Water Engineering. Issue eighteenth, Page 81. (In Persian)
25- Shahlaii M.R. 2017. Risk of subsidence in several plains of Kermanshah 11 September 2017. Available at http://www.ion.ir/news/258350/
26- Sharghi T., Bari Abarghuei H., Asadi M.A., Kousari M.R. 2010. Estimation of reference evapotranspiration using FAO-Penman-Monteith method and its zonation in Yazd province. ARID BIOM SCIENTIFIC AND RESEARCH JOURNAL FALL 1(1): 25-33.
27- Tahami Poorzandi M. 2016. Virtual water, Review of experiences and studies in Iran and World. Deputy Head of Infrastructure Research and Manufacturing, http://rc.majlis.ir/fa/report
28- Vanham D. 2013. An assessment of the virtual water balance for agricultural products in EU river basins.Water Resources and Industry 1-2: 49–59.
29- Yang H., and Zehnder A. 2006. Virtual water: An unfolding concept in integrated water resources management. Water Resources Research 43:12.
30- Zare Abyaneh H., Aram H., and Akhavan S. 2015. Assessment of virtual water trade volume of main crops in Hamedan province. Iran Water Research Journal 9(3): 151-161.
31- Zhang C., McBean E. A., and Huang J. 2014. A Virtual Water Assessment Methodology for Cropping Pattern Investigation" Water Resour Manage 28: 2331–2349.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 287-300

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۰۰-۲۸۷

The Zoning of Kermanshah Province Townships Based on Virtual Water Content and Value among Major Crops

N. Afshar Bakeshloo[1]- K. **Zarafshani**[2]*- **B. Farhadi Bansouleh**[3]

Received: 23-06-2019
Accepted: 09-02-2020

Introduction: Kermanshah Province with one million hectares of arable land play an important role in food security and economy of Kermanshah province. For example, Kermanshah province holds third in wheat yield per hectare; second in chickpea production; third in maize production; third in sugar beet yield per hectare; and seventh in tomato production. However, unsustainable behavior of farmers in one hand and overuse of water consumption have depleted water reserves which in turn has developed "prohibited plains" in the region. For example, several regions such as Mahidasht, Islamabad, and Kangavar are consider as forbidden areas and still extending in size. In addition, with the continued overuse of water resources we will soon experience huge sinkholes across the province. Therefore, there is a need to study the content and value of virtual water in order to zone cultivated areas based on virtual water. This could be an effective way to maintain water resources and prevent environmental crises.

Materials and Methods: This study used quantitative documentary research method. Using secondary data source, we collected data from various sources such as FAO data bank, Agricultural Jihad Organization data source, Meteorological organization, Agricultural Research Center, and Department of Soil and Water Management. This documentary research sought to investigate the content and value of virtual water used in irrigated and rainfed farming across wheat, barley, chickpea, maize, sugar beet, and tomatoes during 2014-2015 using CROPWAT, AGWAT, and EXCEL software. In addition, the share of green and blue virtual water was estimated in the study. Finally, 12 provinces were zoned from classes A to Z based on virtual water content and value of the products.

Results and Discussion: Results revealed that wheat with ۱,۹۶ to ۳,۶۸ m^3/kg is the most consumable product that about 60 percent of the cultivated areas of wheat are located in areas of the province that are inappropriate in terms of content and value of virtual water. Also, tomato with the value of 0.09 to 0.38 m^3/kg had the lowest virtual water content and average value of virtual water. According to the results, the sugar beet product is in desirable condition in terms of virtual water content and had moderate conditions in virtual water value. Finally, about 80% of maize produced in areas that are not in a desirable position in terms of virtual water content and value.

Results of green and blue virtual water showed that spring products such as sugar beet, tomatoes and maize received their water requirement from surface and groundwater resources. In addition, the largest blue component of wheat was related to Harsin city and the lowest was related to Javanrod city. For irrigated barley, the smallest and the largest share of blue virtual water were related to cities of Qasr Shirin and Sahne respectively.

Conclusion: Overall, the results of this study revealed that irrigated wheat and barley have a poor condition in terms of the content and the value of virtual water. However, since wheat and barley are considered as a strategic products policymaker should take appropriate measures in order to provide sustainable cultivation of wheat and barley. For example, improved farming, plant breeding, changing the growing season according to climatic conditions, developing cultivation in suitable areas, as well as applying appropriate pricing and support policies, including training of beneficiaries, and improving insurance policies could provide appropriate measures if Iran is to be self-sufficient in wheat and barley production.

Results of this study has practical significance for agricultural policymakers in Iran in general and Kermanshah province in particular. For example, zoning of crop cultivation based on the content and value of

1 and 2- Ph.D. Student and Associate Professor, Department of Agricultural Extension & Education Campus of Agriculture & Natural Resources, Razi University, Kermanshah, Iran, respectively.
(*- Corresponding Auther Email: zarafshani2000@yahoo.com)
3- Assistant Professor, Department of Water Engineering, Campus of Agriculture & Natural Resources, Razi University, Kermanshah, Iran
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.80866

virtual water provided in this study can be an effective tool in modelling cropping pattern and sound water management policies. In addition, effective cropping pattern as well as sound water management resources would encourage farmers to engage in climate smart agriculture. Moreover, cultivation zoning based on content and value of virtual water is considered as a climate smart agriculture technique. This in turn would create resilient farming system in the study area. Through resilient farming system, farmers better adapt to climatic condition more effectively.

Keywords: Virtual water, Green virtual water, Blue virtual water, Virtual water value, Zoning

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 301-316

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۱۶-۳۰۱

مقاله علمی-پژوهشی

تأثیر نوسانات تراز آب دریاچه ارومیه بر روند تغییرات تراز آب زیرزمینی (مطالعه موردی: آبخوان رشکان)

مهدی مطلبیان[۱]- حجت احمدی[۲*]- امیر رئوف[۳]- نیک کارترایت[٤]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۴/۰۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۰

چکیده

در سال‌های اخیر به دلایل مختلف، از حجم دریاچه ارومیه کاسته شده است. هدف از این تحقیق بررسی میزان تأثیر نوسانات تراز آب دریاچه ارومیه بر تراز آب زیرزمینی و میزان پیشروی و یا پسروی آب شور نسبت به سفره آب شیرین ساحلی محدود به غرب دریاچه می‌باشد. در این پژوهش به منظور شبیه‌سازی رفتار متقابل آب زیرزمینی ساحلی و آب شور دریاچه از مدل SEAWAT استفاده شد. نتایج این تحقیق نشان داد که در سال‌های اخیر تغییر چشم‌گیری در جابه‌جایی گوه آب شور صورت نگرفته است و این تغییر کمتر از ۵۰ متر در عرض می‌باشد. قسمت بالای گوه که متصل به دریاچه می‌باشد بیشتر تحت تأثیر کاهش تراز دریاچه قرار گرفته است که دلیل آن پسروی شرایط مرزی اعمال شده در اثر پسروی آب دریاچه است. همچنین یافته‌های تحقیق نشان داد در صورتی که غلظت آب دریاچه ثابت در نظر گرفته شود میزان افزایش و یا کاهش تراز آب زیرزمینی برابر با افزایش و یا کاهش تراز سطح دریاچه در سراسر آبخوان خواهد بود. در زمانی که تأثیر تغییرات چگالی نادیده گرفته شود سطح آب زیرزمینی بیش از حدود ۲ برابر نسبت به زمانی که تغییرات چگالی در نظر گرفته شود تحت تأثیر تغییرات تراز دریاچه می‌باشد. نتایج بررسی نشان داد باوجود کاهش حدود ۷ متری تراز دریاچه ارومیه به دلیل افزایش چگالی قابل ملاحظه آب آن، گوه‌ی آب شور پیشروی داشته است. بررسی‌ها نشان می‌دهد حتی در صورت افزایش تراز آب دریاچه و به تبع آن کاهش چگالی آب، گوه آب شور پسروی خواهد کرد.

واژه‌های کلیدی: آبخوان ساحلی، تداخل آب شور، تغییر غلظت، مدل SEAWAT

مقدمه

آب شیرین مورد نیاز در مناطق ساحلی از آبخوان‌های ساحلی تأمین می‌شود که این آبخوان‌ها به دلیل پیشروی آب شور دریا به سمت آن‌ها در معرض شور شدن قرار گرفته‌اند به طوری‌که آب برداشتی از این آبخوان‌ها برای مدت طولانی قابل استفاده نیست (۱۲). به طور معمول، تداخل و نفوذ آب شور در آبخوان‌های ساحلی به دلیل افت سطح آب زیرزمینی و ایجاد امکان انتقال جانبی یا عمودی آب شور و لب شور رخ داده و این امر موجب تخریب کیفیت آب زیرزمینی می‌گردد (۷).

دریاچه ارومیه به عنوان بزرگترین دریاچه داخلی ایران و بیستمین دریاچه جهان از نظر وسعت، اهمیت ویژه‌ای دارد (۲۳). این دریاچه به عنوان یکی از مهم‌ترین زیستگاه‌های طبیعی در سطح منطقه مطرح بوده و به عنوان مناسب‌ترین محیط زیست برای میگوی آرتیمیا محسوب می‌شود (۲۲). طی سال‌های گذشته بر اثر یک دوره خشک‌سالی و طرح‌های احداث سد که همزمان به وقوع پیوسته‌اند، زمینه تبخیر بیش از پیش آب دریاچه ارومیه فراهم گردیده و تفاوت‌های قابل توجهی در سطوح آب این دریاچه به وجود آمده است (۲۷). آل شیخ و همکاران (۴) به بررسی تغییرات خطوط ساحلی دریاچه ارومیه بین سال‌های ۱۹۹۸ تا ۲۰۰۱ میلادی با تکنیک سنجش از دور پرداختند، نتایج کاهش ۱۰۴۰ کیلومتر مربعی خطوط ساحلی دریاچه ارومیه در این دوره را نشان می‌دهد. همچنین رسولی و عباسیان (۲۳) به تحلیل سری‌های زمانی تراز آب دریاچه ارومیه پرداختند که نتایج این تحقیق تغییرات و نوسانات معنی‌داری در تراز سطح آب دریاچه ارومیه را نشان می‌دهد. رسولی و همکاران (۲۱) به

---

۱ و ۲- به‌ترتیب دانشجوی دکتری سازه‌های آبی و دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه
(*- نویسنده مسئول: Email: hojjat.a@gmail.com)
۳- استادیار دانشکده علوم زمین، دانشگاه اوترخت، هلند
۴- استادیار دانشکده مهندسی و محیط زیست، دانشگاه گریفیث، کوئینزلند، استرالیا
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.81370

پایش نوسانات سطح آب دریاچه ارومیه با پردازش تصاویر ماهواره‌ای پرداختند. نتایج این مطالعه کاهش ۲۳ درصدی سطوح آب دریاچه در طی دوره مطالعه را نشان داد.

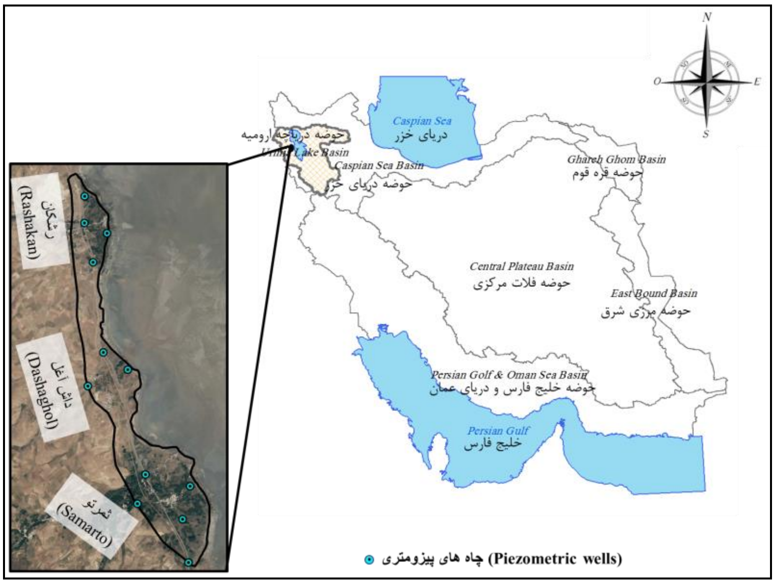
به دلیل اینکه دریاچه ارومیه هیچ خروجی به غیراز تبخیر ندارد، کاهش سطح آب و یا تراز آن موجب افزایش شوری خواهد شد. در این خصوص ضیائیان فیروزآبادی و همکاران (۲۸) به ارزیابی تغییرات سطح آب و شوری جنوب شرق دریاچه ارومیه پرداختند. نتایج نشان داد که سطح آب دریاچه ارومیه کاهش یافته و شوری دریاچه افزایش یافته است. دریاچه ارومیه از نمک اشباع شده است تا حدی که کریستال‌های نمکی بر روی سطح دریاچه تشکیل می‌شوند به‌طوری‌که شوری دریاچه ارومیه از ۱۶۹ گرم در لیتر در سال ۱۹۹۵ به بیش از ۳۰۰ گرم در لیتر در سال ۲۰۰۳-۲۰۰۴ افزایش یافته است (۳ و ۲۴). مطالعه کرباسی و همکاران (۱۲) نشان دهنده افزایش غلظت شوری دریاچه در طی سال‌های ۱۹۸۷ تا ۲۰۱۷ دارد به-طوری‌که در طی این سال‌ها میزان غلظت نمک‌های مختلف در دریاچه از ۲۱۴ گرم در لیتر به بیش از ۴۰۰ گرم در لیتر در انتهای دوره مطالعاتی رسیده است. به همین صورت میزان چگالی آب شور از ۱/۰۸ به ۱/۲۹ گرم در لیتر افزایش یافته است. در مطالعات صورت گرفته غلظت شوری آب دریاچه ارومیه درسال‌های قبل از ۲۰۰۱ معمولا کمتر از ۱۵۰ گرم در لیتر و پس از آن تا کنون بیش از ۳۰۰ گرم گزارش شده است (۱۵ و ۲۱).

عموماً، تغییرات شیمیایی و هیدرودینامیکی که در دریاها و یا دریاچه‌ها رخ می‌دهد بر روی مشخصات هیدرودینامیکی و شیمیایی آب‌های زیرزمینی ساحلی تأثیرگذار است. مطالعات صورت گرفته بر روی دریاچه ارومیه و اندرکنش آن با سفره‌های ساحلی نشان‌دهنده اثرگذاری دریاچه ارومیه و تغییرات رخ داده بر آن بر روی برخی از سفره‌های ساحلی است (۹ و ۱۰). جوانمرد و همکاران (۱۱) به مدل‌سازی عدم قطعیت آسیب پذیری آبخوان پرداختند، نتایج نشان داد که آسیب‌پذیری سفره‌های آزاد دشت ارومیه در محدوده بدون خطر آلودگی تا آلودگی زیاد قرار می‌گیرد و این نشان از تغییرات نسبتا شدید آسیب‌پذیری در سطح آبخوان دارد. جعفری و افتخاری (۱۰) به بررسی تبادلات آبی و نفوذ جبهه‌ی آب شور دریاچه ارومیه به آبخوان‌های همجوار پرداختند که نتایج نشان داد بر اساس نتایج ورودی آب زیرزمینی دریاچهٔ ارومیه از آبخوان‌های همجوار در دههٔ گذشته در اثر بهره‌برداری بیش از حد کاهش یافته است. به این ترتیب که در آبخوان‌هایی مانند مهاباد، تبریز، آذرشهر، شبستر، صوفیان و عجب شیر جهت جریان آب زیرزمینی تغییر کرده و ورودی زیرزمینی به دریاچه صفر شده است. همچنین مشخص شد توجه به مقادیر متوسط پارامترهایی مانند افزایش شوری و افت در تصمیم‌گیری و مدیریت آبخوان اثرهای نامطلوبی به همراه خواهد داشت و تحلیل صحیح تغییرات کمی و کیفی آبخوان باید به صورت توأمان و موضعی باشد. فرهودی و کتابچی (۹) اندرکنش دریاچه ارومیه و آبخوان ساحلی دشت عجب شیر را شبیه‌سازی نمودند. نتایج نشان داد که کاهش سطح تراز دریاچه با روند ۰/۴ متر در سال، تراز متوسط آبخوان را به اندازه ۱/۷ متر کاهش می‌دهد در حالی‌که افزایش تراز دریاچه به تراز اکولوژیک آن، باعث افزایش ۰/۷۵ متری تراز متوسط آبخوان در ۳۰ سال می‌گردد.

امروزه پیشروی و نفوذ آب شور به آبخوان‌های ساحلی، یکی از مشکلات مهم در خصوص حفاظت از آب‌های زیرزمینی در مناطق ساحلی است که محققان بسیاری با استفاده از مدل‌های عددی و تحلیلی به بررسی آن پرداخته‌اند (۲۵). مدل‌سازی عددی روشی کارآمد با کمترین هزینه امکان مطالعه پیچیدگی جریان آب‌های زیرزمینی را فراهم می‌کند (۱۸). ابدلاتی و همکاران (۱) به بررسی بعضی از پارامترهای بالقوه و تأثیرشان بر تداخل آب شور در آبخوان دلتای نیل پرداختند. که در این مطالعه جهت شبیه سازی تأثیر پارامترها از مدل سه بعدی SEAWAT بهره گرفتند. نورآبادی و همکاران (۱۸) به بررسی آزمایشگاهی تأثیرات استخراج آب بر روی جابه‌جایی گوه آب شور پرداخت. که در این مطالعه از مدل SEAWAT جهت مطالعه عددی فرایند تحت سناریوهای مختلف استفاده گردید. احمدی و همکاران (۲) به پیش‌بینی گوه‌ی آب شور تحت شرایط پیشروی و پسروی با استفاده از مدل‌های CTRAN/W و SEAWAT پرداختند. که نتایج نشان داد که مدل‌های CTRAN/W و SEAWAT دقت بالایی‌در شبیه‌سازی و پیش‌بینی موقعیت و حرکت گوه‌ی آب شور را با متوسط میانگین مربعات خطا به ترتیب معادل ۰/۶۷ و ۰/۵۸ سانتی‌متر (کمتر از ۱۰ درصد متوسط داده‌های واقعی) دارا می‌باشند. افزایش سطح آب دریا باعث بالا آمدن سطح آب زیرزمینی در سرتاسر آبخوان ساحلی به میزان بالا آمدن تراز آب دریا می‌شود (۸).

بررسی منابع انجام شده نشان دهنده‌ی کاهش تراز دریاچه‌ی ارومیه و در نتیجه افزایش غلظت نمک دریاچه‌ی ارومیه می‌باشد.

مطالعات صورت گرفته بر روی پسروی دریاچه ارومیه و ارتباط آن با آب‌های زیرزمینی، بیشتر بر تأثیر بهره‌برداری از سفره‌های آب زیرزمینی بر پیشروی گوه آب شور تمرکز کرده‌اند. بنابراین در این تحقیق سعی شده است که تأثیر تغییرات تراز سطح دریاچه بر تراز آب زیرزمینی و تغییرات گوه آب شور تعیین گردد و همچنین عملکرد توأمان تراز آب دریاچه و تراز آب زیرزمینی برای دوره ۱۴ ساله اخیر شبیه‌سازی شود. در این مطالعه نظر به مطالعات گذشته که مدل عددی SEAWAT دارای اعتبارسنجی بالایی می‌باشد جهت شبیه‌سازی مسئله استفاده گردید.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و چاه‌های پیزومتری موجود

Figure 1- Location of the study area and existing piezometric wells

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

به منظور بررسی تأثیر نوسانات سطح آب دریاچه ارومیه بر میزان نوسانات سطح آب‌های زیرزمینی، آبخوان دشت رشکان واقع در ساحل غربی دریاچه ارومیه مورد بررسی قرار گرفت. محدوده مطالعاتی مورد نظر در جنوب شهر ارومیه و در فاصله ۳۵ کیلومتری آن واقع شده است. این محدوده از شمال به دشت ارومیه، از جنوب به دشت نقده و محمدیار، از غرب به روستاهای رشکان (پیرعلی)، داش آغل و ثمرتو و از شرق به دریاچه ارومیه محدود می‌شود. محدوده مطالعاتی از طریق جاده ارومیه- نقده قابل دسترسی است. از نظر مختصات جغرافیایی بین طول‌های ´۱۸ °۴۵ تا ´۲۰ °۴۵ شرقی و عرض‌های ´۱۲ °۳۷ تا ´۲۰ °۳۷ شمالی قرار گرفته است. متوسط ارتفاع محدوده ۱۲۹۰ متر از سطح دریاهای آزاد می‌باشد. شکل ۱، موقعیت محدوده مطالعاتی را روی نقشه کشور ایران نشان می‌دهد. در محدوده مطالعاتی تعداد ۱۲ حلقه چاه مشاهده‌ای موجود می‌باشد که توسط شرکت آب منطقه‌ای آذربایجان غربی حفر گردیده است که در این مطالعه جهت بررسی نوسانات سطح آب زیرزمینی از آن بهره گرفته شده است.

نوسانات سطح آب دریاچه ارومیه

در طی سال‌های گذشته از حدود سال ۱۳۷۵ روند کاهشی تراز دریاچه ارومیه بطور پیوسته شروع شد. با توجه به بازه زمانی بررسی شده در این تحقیق روند تغییرات تراز آب دریاچه ارومیه در طی سال‌های ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۷ که از واحد مطالعات شرکت آب منطقه‌ای آذربایجان غربی تهیه گردید در شکل ۲، ارائه شده است:

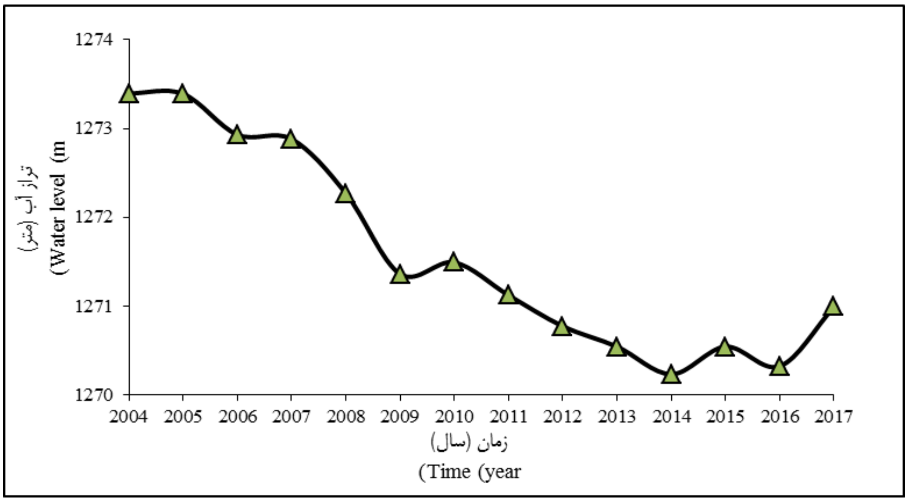
نوسانات تراز آب آبخوان مجاور دریاچه ارومیه

به منظور مشاهده نوسانات سطح آب آبخوان در محل مورد مطالعه، نوسانات سطح آب چاه‌های مشاهده‌ای واقع در محل روستاهای پیرعلی (رشکان)، داش آغل و ثمرتو که به ترتیب در فاصله ۱، ۱٫۷ و ۲٫۵ کیلومتری از دریاچه قرار دارند در طی سال‌های ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۷ مورد مطالعه قرار گرفتند. شکل ۳، تغییرات تراز آب زیرزمینی را در این چاه‌ها نشان می‌دهد که اطلاعات موجود در این شکل از واحد مطالعات شرکت آب منطقه‌ای آذربایجان غربی تهیه گردیده است که به صورت گزارش منتشر نشده است. با توجه به نمودار نشان داده شده در شکل ۳، میزان افت سطح آب چاه‌های پیرعلی، داش آغل و ثمرتو در طی بازه زمانی مذکور به ترتیب ۲/۵۴، ۳/۱۳ و ۳/۴۲ می‌باشد.

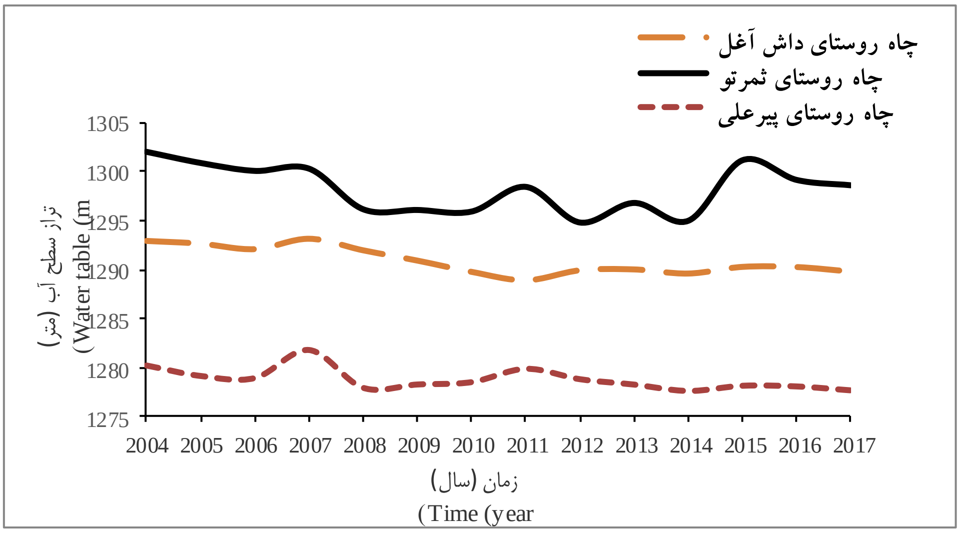
تغییرات چگالی آب دریاچه

با توجه به اینکه افزایش و کاهش تراز سطح آب دریاچه متناسب با ورودی و تبخیر از سطح دریاچه می‌باشد بنابراین میزان شوری متناسب با حجم آب دریاچه بسته به ارتفاع سطح آب دریاچه متغیر می‌باشد. به منظور اینکه بتوان به طور مؤثر میزان تأثیر کاهش و افزایش سطح دریاچه ارومیه بر پیشروی گوه شور و تراز آب زیرزمینی را بررسی نمود، داده‌های مربوط به تغییرات تراز دریاچه ارومیه و

غلظت آب شور تهیه گردید که این اطلاعات برگرفته از مطالعه کرباسی و همکاران (۱۱) و داده‌های شرکت آب منطقه‌ای آذربایجان غربی می‌باشد. در جدول ۱، اطلاعات مربوط به تراز آب دریاچه و غلظت شوری به همراه سال‌های اندازه‌گیری آن ارائه شده است. جهت تلفیق داده‌ها برای سال‌های مورد مطالعه در این تحقیق با توجه به تراز آب دریاچه میان‌یابی صورت گرفت.



شکل ۲- روند تغییرات تراز آب دریاچه ارومیه در بازه زمانی ۱۳۹۶-۱۳۸۳
Figure 2- Trend of the water level changes of Lake Urmia over 2004-2017



شکل ۳- روند تغییرات تراز آب زیرزمینی در سال‌های مختلف
Figure 3- Trend of groundwater level changes in different years

جدول ۱- تراز و غلظت آب دریاچه ارومیه در سال‌های مختلف
Table 1- Water level and concentration of Lake Urmia in different years

سال Year	تراز دریاچه (متر) Lake level (m)	غلظت نمک (گرم بر لیتر) Salt concentration (g/L)	چگالی Density
1987	1276	230	1.16
1995	1277.8	166	1.11
2004	1274	260	1.19
2008	1272	340	1.25
2012	1270.6	400	1.29
2016	1270.3	426	1.3

معادلات حاکم

معادلات حاکم بر اندرکنش آب شور و شیرین به دو بخش معادلات جریان و معادلات انتقال جرم تقسیم می‌شود که این معادلات به صورت کوپل و همزمان در حالت‌های غیرماندگار حل می‌گردند. بدین منظور در هر گام محاسباتی ابتدا با حل معادله جریان سرعت و جهت جریان در هر نقطه حاصل شده و به‌عنوان اطلاعات ورودی برای حل یک گام زمانی از معادلات انتقال جرم استفاده می‌شود و بر اساس شرایط جدید حاصله مجدداً برای گام بعدی سرعت و جهت جریان تعیین شده و حل مسئله ادامه می‌یابد (۲).

معادلات جریان

معادله عمومی حاکم بر حرکت آب‌های زیرزمینی از ترکیب معادلات پیوستگی و دارسی به دست می‌آید و به صورت زیر بیان می‌شود که در مدل‌های ریاضی به منظور شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی به روش‌های عددی خاصی مانند اجزای محدود، اختلاف محدود، اجزای مرزی حجم محدود حل می‌شود (۱۴ و ۱۹).

$$k_x \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + k_y \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + k_z \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = S_y \frac{\partial h}{\partial t} \pm q_s \quad (۱)$$

که در آن (K_x, K_y, Kz) مقادیر هدایت هیدرولیکی در سه جهت مختصات می‌باشد، t زمان، h ارتفاع بار آبی، S_y آبدهی ویژه می‌باشد و q_s میزان تغذیه یا تخلیه در واحد حجم آبخوان است. به منظور دستیابی به مجهول h (x,y,x)، معادلات دیفرانسیل حاکم بر جریان آب زیرزمینی از طریق معادله‌ی پیوستگی بسط داده می‌شود، بدین معنی که جمع جبری جریان–های ورودی و خروجی به یک بلوک باید برابر میزان تغییرات ذخیره‌ی آن بلوک باشد. در این تحقیق معادله‌ی (۱) از روش تفاضل محدود توسط کد MODFLOW حل گردید.

جریان آب زیرزمینی با چگالی متغیر

در فرآیند مربوط به اختلاط آب شور و شیرین بدان علت که دو سیال با چگالی‌های متغیر با هم در ارتباط می‌باشند مکانیزم آن با زمانی که فقط یک سیال باشد متفاوت بوده و تغییر می‌کند. بنابراین زمانی که تأثیر چگالی در معادله جریان آب زیرزمینی (رابطه (۱)) وارد گردد، رابطه به صورت زیر تغییر خواهد کرد (۶ و ۱۷):

$$P_e = \frac{|V|L}{D} \quad (۲)$$

که در آن $|V|$: اندازه بردار سرعت نشت، L : طول مشخصه که معمولاً برابر عرض سلول شبکه در نظر گرفته می‌شود، D: ضریب پخش می‌باشد .

معادلات انتقال

فرآیندهای انتقال، چگونگی انتقال و توزیع مواد حل شده را از نقطه‌ای به نقطه‌ای دیگر در آب زیرزمینی بیان می کنند. سامانه آب زیرزمینی، وسیله این انتقال و توزیع است. به علت اتفاقات زیادی که هم زمان با هم در محیط رخ می‌دهد، شرح این فرآیندها به شیوه‌ای ساده مشکل است. فعل و انفعالات شیمیایی و زیستی احتمالی، مقدار، کیفیت و توزیع مواد حل شده در سامانه آبی را تغییر می دهد. اگرچه ظاهراً ماده همراه با جریان آب‌زیرزمینی و سوار بر آن حرکت می‌کند، اما این ماده می تواند در حین حرکت، جذب ذرات جامد محیط شود و یا احیاناً توسط باکتری های موجود در محیط مصرف گردد. فرآیندهای فیزیکی که شار ماده در یک حجم معیار از محیط متخلخل را کنترل می کنند، شامل فرایندهای جابه‌جایی و پراکندگی هیدرودینامیکی است. در بسیاری از مسائل انتقال آلودگی، سهم جابه‌جایی، نسبت به سایر فرآیندهای انتقال غالب است. جهت اندازه‌گیری درجه غالب بودن جابه‌جایی نسبت به سایر پارامترهای معادله انتقال، از عدد بی‌بعد پکلت استفاده می‌شود که به صورت زیر تعریف می‌شود (۲):

$$\frac{\partial}{\partial x}\left[\rho K_{fx}\left(\frac{\partial h_f}{\partial x}\right)\right] + \frac{\partial}{\partial y}\left[\rho K_{fy}\left(\frac{\partial h_f}{\partial y}\right)\right] + \frac{\partial}{\partial z}\left[\rho K_{fz}\left(\frac{\partial h_f}{\partial z} + \left(\frac{\rho-\rho_f}{\rho_f}\right)\frac{\partial z}{\partial z}\right)\right] = \rho s_f \frac{\partial h_f}{\partial t} + \theta \frac{\partial \rho}{\partial c}\frac{\partial c}{\partial t} - \rho_s q_s \quad (۳)$$

که در آن h_f: بار آبی آب شیرین، k_{fx}، k_{fy}، k_{fz}: هدایت هیدرولیکی آب شیرین در سه جهت مختصات، ρ: چگالی آب آبخوان، ρ_f: چگالی آب شیرین، S_f: ذخیره ویژه، C: غلظت املاح، θ: تخلخل مؤثر، ρ_s: چگالی آب ورودی از یک منبع و یا آب رهاشده از سینک، q_s: نرخ حجمی آب بر واحد حجم آبخوان می‌باشد.

در مسائلی که پدیده جابه‌جایی غالب است، عدد پکلت عدد بزرگی است و در مسائلی که جابه‌جایی صرف وجود دارد، عدد فوق به سمت بی‌نهایت میل می کند. حرکت املاح در محیط متخلخل توسط سه عامل جریان آب زیرزمینی (انتقال)، انتشار مولکولی، پخشیدگی مکانیکی اتفاق می‌افتد. معادله دیفرانسیل زیر بیان کننده تغییرات غلظت ماده نسبت به زمان و مکان یا حرکت املاح در آب زیرزمینی می‌باشد(۲۹):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \nabla.(D.\nabla C) - \nabla.(\vartheta C) - \frac{q_S}{\theta}C_S + \sum_{k=1}^{N} R_k \quad (۴)$$

که در آن D : ضریب پخشیدگی هیدرودینامیکی، ϑ : سرعت جریان، C_s: غلظت آب ورودی یا خروجی از چشمه یا چاه، R_k: نرخ تولید یا زوال در واکنش k از N واکنش مختلف می‌باشند.

در رابطه (۴) ضریب پخشیدگی هیدرودینامیکی با استفاده از رابطه زیر قابل محاسبه است:

$$D = \alpha_L \times \frac{V_L^2}{|v|} + \alpha_H \times \frac{V_H^2}{|v|} + \alpha_V \times \frac{V_V^2}{|v|} + D^* \qquad (۵)$$

که در آن D : ضریب پخشیدگی هیدرودینامیکی، α_L: پخشیدگی طولی، V_L : سرعت طولی جریان، α_H: پخشیدگی افقی، V_H: سرعت افقی جریان، α_V : پخشیدگی عمودی، V_V: سرعت عمودی جریان، D^*: ضریب انتشار مولکولی، $|v|$: مقدار سرعت نفوذ می‌باشد.

انتقال املاح تحت تأثیر چگالی

برای جریان آب زیرزمینی با تغییرات چگالی زیاد در املاح منتقل شده، توزیع غلظت املاح چگالی را تغییر می‌دهد که در نتیجه بر روی جریان آب زیرزمینی تأثیر می‌گذارد. بنابراین، جریان آب زیرزمینی و انتقال املاح در آبخوان در چنین وضعیتی فرآیندهایی مرتبط باهم هستند به طوری‌که معادله (۲) و معادله (۴) باید به طور پیوسته و همزمان حل شوند (۲).

مدل SEAWAT

مدل SEAWAT توسط سازمان تحقیقات زمین شناسی آمریکا (۲۶) تهیه شده است. این مدل توانایی شبیه‌سازی سه‌بعدی جریان آب زیرزمینی و انتقال املاح با شرایط چگالی متغیر با تلفیق مدل‌های MODFLOW و MT3DMS به روش تفاضل محدود را داراست. در این مدل ابتدا توسط MODFLOW شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی انجام شده و سپس خروجی آن جهت شبیه‌سازی انتقال املاح به صورت همرفت–پراکندگی در اختیار مدل MT3DMS قرار گرفته و نتایج حاصله از مدل MT3DMS نیز به مدل SEAWAT وارد شده تا شبیه‌سازی انتقال املاح تحت تأثیر چگالی صورت پذیرد (۲).

در این مطالعه جهت استفاده از مدل SEAWAT، از بسته‌ی نرم‌افزاری GMS که واسط گرافیکی و به عنوان پیش‌پرداز و پس‌پرداز چندین مدل آب زیرزمینی است، بهره گرفته شد.

ورود اطلاعات به مدل SEAWAT

اطلاعات توپوگرافی سطح زمین با فراخوانی رقوم ارتفاعی منطقه (DEM) به مدل معرفی گردید، حدود ۶۰ متر از ضخامت آبخوان به علت موجود بودن پروفیل‌های خاک تا این عمق در مجاورت دریاچه و بر مبنای مطالعه شناسایی منابع آب محدوده رشکان (۱۶) به عنوان عمق متوسط انتخاب شده است. مدل با تعداد ۶۰۰۰۰ سلول شبکه‌بندی و ضخامت مدل واحد در نظر گرفته شد که تعداد سلول‌ها براساس استقلال محاسباتی به روش آزمون سعی و خطا تعیین گردید. مشخصات خاک مانند هدایت هیدرولیکی خاک از روی بافت خاک منطقه با توجه به پروفیل‌های خاک موجود ارائه شده در مطالعات شناسایی منابع آب محدوده‌ی رشکان (۱۶) تعیین گردید که مقدار آن بین ۰/۸ تا ۱ متر در روز تخمین زده شد.

شرایط مرزی و اولیه

به منظور تعریف شرایط مرزی به مدل، تراز آب دریاچه به عنوان شرط مرزی سمت شرق آبخوان که منتهی به دریاچه ارومیه می‌باشد معرفی شد و تراز سطح آب در چاه‌های انتهایی سمت چپ محدوده آبخوان به عنوان شرط مرزی سمت غرب آبخوان معرفی گردید. شرایط مرزی معرفی شده به مدل در شکل ۴، نشان داده شده است.

به منظور تعریف شرایط اولیه در شروع شبیه‌سازی از درون‌یابی تراز سطح آب ۱۲ چاه موجود در تاریخ ۲۰۰۳/۰۸/۲۳ به روش IDW که در مدل GMS صورت گرفت استفاده شد.

ارزیابی مدل

جهت ارزیابی مدل در مراحل واسنجی و صحت‌سنجی از شاخص‌های آماری نظیر ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) و میانگین خطای مطلق (MAE)، طبق روابط ۶ و ۷ استفاده شده است (۲).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i}^{n}(O_i - p_i)^2} \qquad (۶)$$

$$MAE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}|O_i - P_i| \qquad (۷)$$

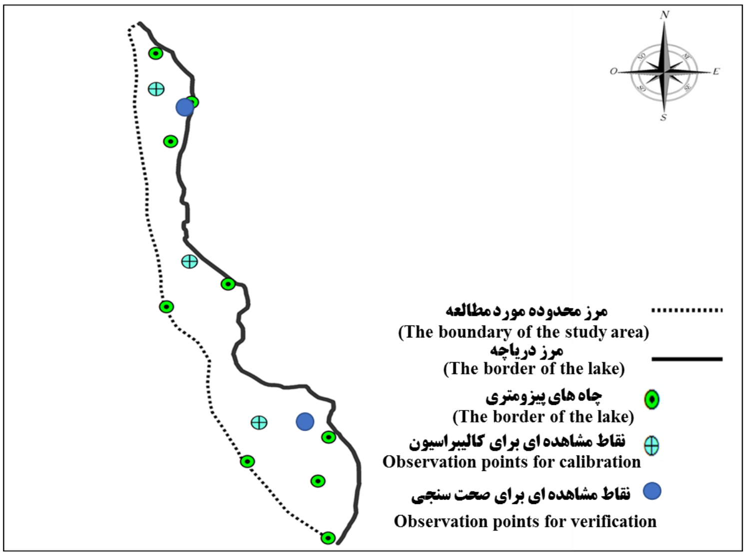
در رابطه‌های فوق، O_i مقدار واقعی، P_i مقدار تخمینی مدل، $\overline{O}$ میانگین مقادیر مشاهده شده، $\overline{P}$ میانگین مقادیر برآورده شده می‌باشد. مقدار بهینه شاخص‌های RMSE و MAE برابر صفر است.

واسنجی و صحت‌سنجی مدل

واسنجی مدل با تغییر پارامترهای حساس که با عدم قطعیت همراه است صورت گرفت. که در این تحقیق جهت کالیبراسیون جریان مدل از پارامترهای هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه استفاده

گردید. بـه منظـور کالیبراسـیون مـدل از گزینـه Parameter Estimation مدل MODFLOW استفاده شد. پس از کالیبراسیون و برآورد مقادیر پارامترهای مذکور، صحت‌سنجی مدل انجـام شـد. در شکل ۵، هندسه و محدوده مورد مطالعه به همراه نقاط مشـاهداتی در نظر گرفته شده به منظور کالیبراسیون و صحت‌سنجی مدل نشان داده شـده اسـت. در جـدول ۲ پارامترهـای تخمـین زده شـده پـس از کالیبراسیون به اختصار آمده است.

در شکل ۵، ارتفاع آب در نقاط مشاهده‌ای و مقادیر محاسبه شـده پس از کالیبراسیون مدل مقایسه شده است. متوسـط مقـادیر شـاخص آماری مربوط به مراحل کالیبراسیون و صحت‌سنجی مـدل در جـدول ۳، آمده است. مقدار RMSE و MAE بین مقادیر مشاهداتی و مقادیر محاسبه شده بـرای هـر یـک از چـاه‌هـای مشـاهداتی بـرای مرحلـه کالیبراسیون و صحت‌سـنجی کمتـر از ۱۰ درصـد مـاکزیمم تغییـرات سطح آب هر یک از چاه‌ها می‌باشد کـه دقـت بـالای مـدل را نشـان می‌دهد.



شکل ٤- هندسه و محدوده منطقه مورد مطالعه و شرایط مرزی

Figure 4- Geometry and domain of the study area and boundary conditions

جدول ۲- مقادیر پارامترهای آبخوان پس از کالیبراسیون

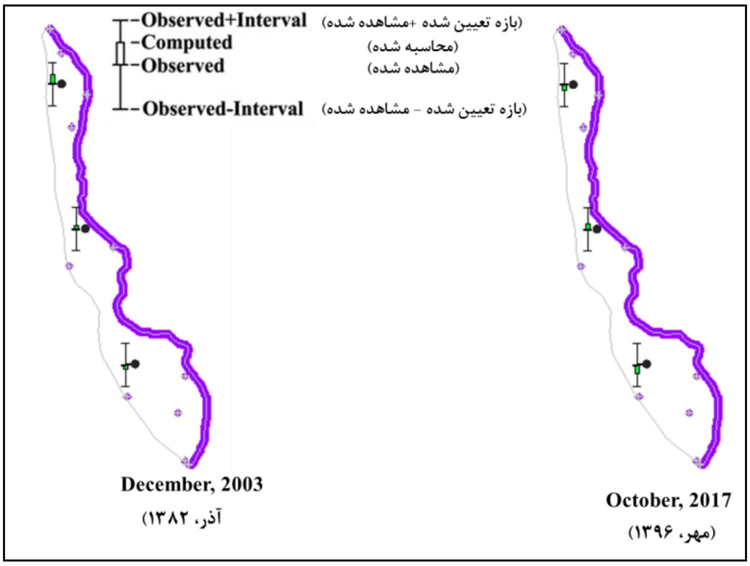
Table 2- Values of aquifer parameters after calibration

پارامتر Parameter	مقدار Value
هدایت هیدرولیکی Hydraulic conductivity	1 m/day
آبدهی مخصوص Specific yield	0.15

جدول ۳- متوسط مقادیر شاخص آماری پس از واسنجی و صحت‌سنجی

Table 3- Average of statistical parameters after calibration and verification

	RMSE	MAE
واسنجی Calibration	0.33	0.25
صحت‌سنجی Verification	0.41	0.32



شکل ۵- مقایسه ارتفاع آب در نقاط مشاهده‌ای و مقادیر محاسبه شده

Figure 5- Comparison between observed heads and simulated heads

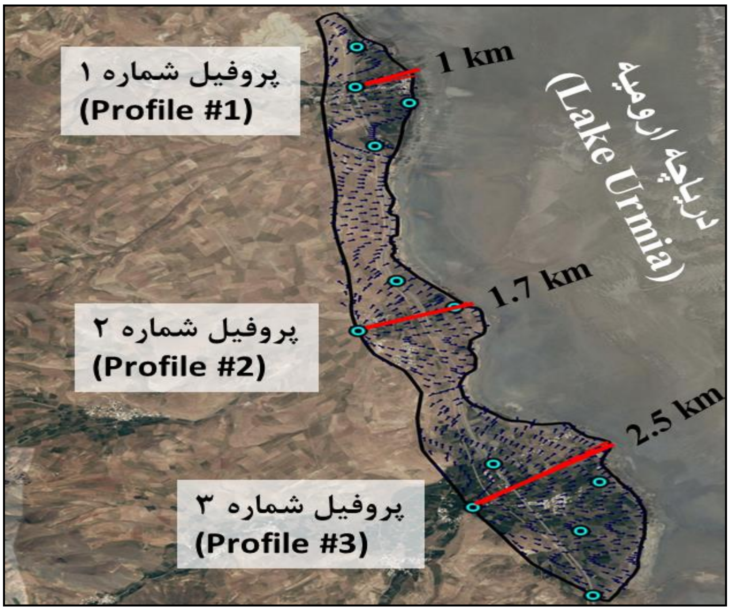
پروفیل‌های انتخابی جهت شبیه‌سازی

به منظور مشاهده میزان پیشروی گوه آب شور در سال‌های اخیر، سه پروفیل در شمال و مرکز و جنوب منطقه مورد مطالعه با توجه به جهت‌های جریان انتخاب گردید. در شکل ۶، موقعیت پروفیل‌های انتخابی نشان داده شده است.

نتایج و بحث

در این مطالعه به منظور ارزیابی تأثیر نوسانات سطح آب دریاچه ارومیه بر تراز آب زیرزمینی آبخوان‌های همجوار ابتدا مدل واسنجی گردید و سپس شبیه‌سازی‌ها در قالب چهار سناریو به صورت زیر تعریف گردید:

- میزان پیشروی گوه‌ی آب شور در سال‌های اخیر
- تأثیر میزان افت سطح آب دریاچه ارومیه بدون در نظر گرفتن تغییر چگالی آب دریاچه



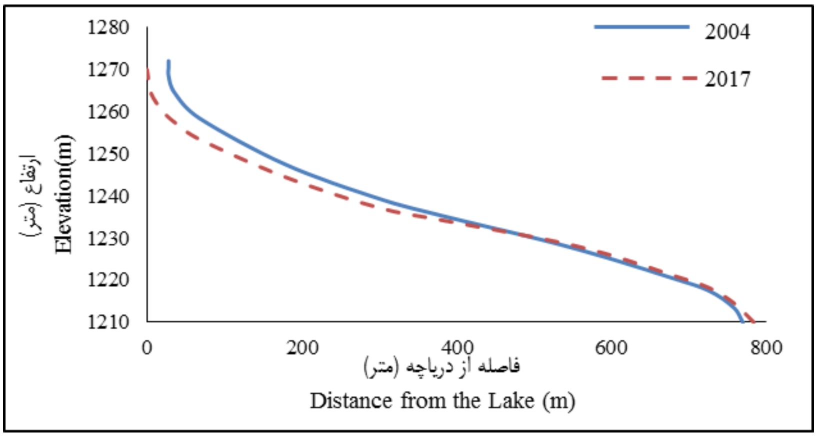
شکل ٦- جهت جریان در محدوده مطالعاتی و پروفیل‌های انتخابی

Figure 6- The direction of flow in the study area and selected profiles

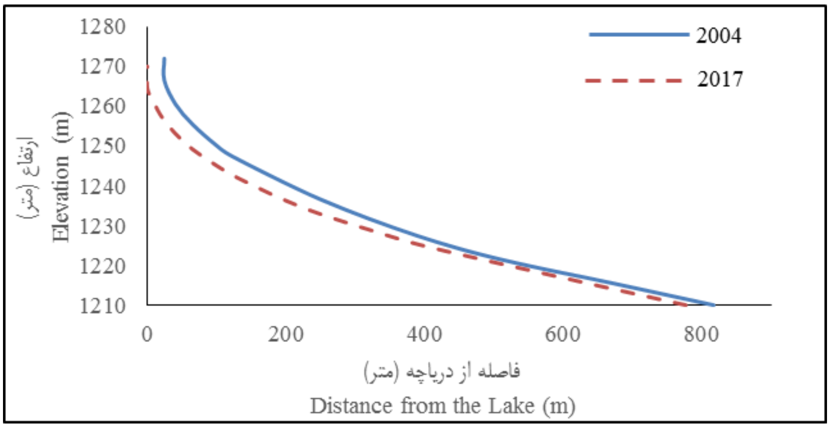
- تأثیر میزان افت سطح آب دریاچه ارومیه با در نظر گرفتن تغییر چگالی آب دریاچه
- تأثیر میزان افت سطح آب دریاچه ارومیه بر روی میزان پیشروی گوه‌ی آب شور

میزان پیشروی گوه آب شور در سال‌های ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۷

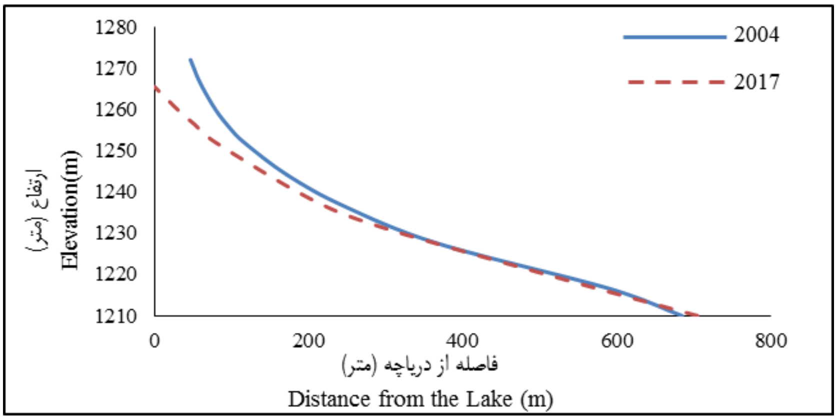
در این سناریو جهت مشاهده میزان پیشروی گوه آب شور در سال‌های اخیر، شبیه‌سازی برای سه پروفیل نشان داده شده در شکل ۶ انجام شد. در این سناریو ابتدا به منظور ایجاد شرایط اولیه برای شبیه‌سازی حالت گذرای ۱۴ سال اخیر، شرایط مرزی دریاچه و آبخوان به ترتیب معادل متوسط تراز سطح آب دریاچه و متوسط تراز آبخوان در طی سال‌های مذکور در نظر گرفته شد. پس از اینکه گوه آب شور به تعادل رسید شرایط گذرا بر مدل اعمال گردید. که در این حالت نیز تغییرات چگالی با تغییرات تراز سطح دریاچه نیز اعمال گردید. با توجه به نتایج ارائه شده در شکل‌های ۷، ۸ و ۹ می‌توان دریافت که در سال‌های اخیر تغییرات چشم‌گیری در جابه‌جایی گوه‌ی آب شور ایجاد نشده است. همانطور که از شکل‌های مذکور بر می‌آید بیشترین تغییرات در فواصل نزدیک به دریاچه ایجاد شده که دلیل آن تغییرات شرایط مرزی در ساحل بوده که به علت کاهش سطح آب دریاچه، ساحل نیز عقب‌نشینی کرده است.



شکل ۷- نحوه تغییرات گوه آب شور در پروفیل شماره ۱
Figure 7- Saltwater-wedge variations in profile #1



شکل ۸- نحوه تغییرات گوه آب شور در پروفیل شماره ۲
Figure 8- Saltwater-wedge variations in profile #2

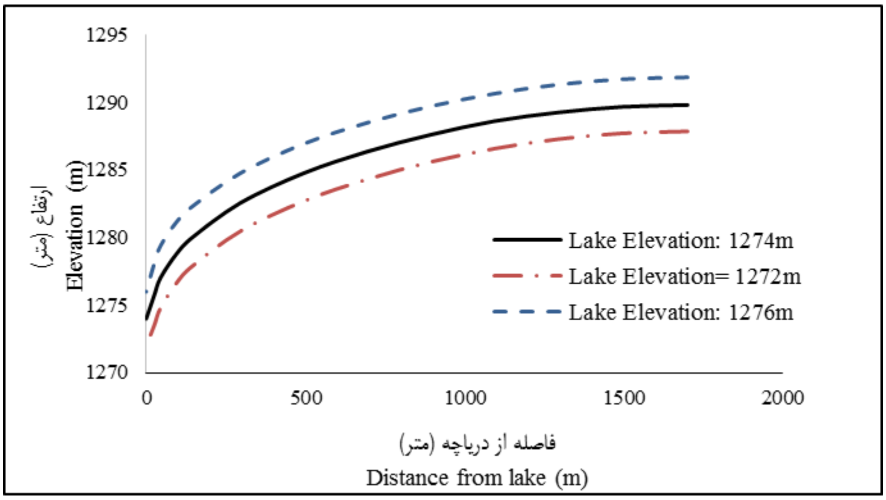


شکل ۹- نحوه تغییرات گوه آب شور در پروفیل شماره ۳

Figure 9- Saltwater-wedge variations in profile #3

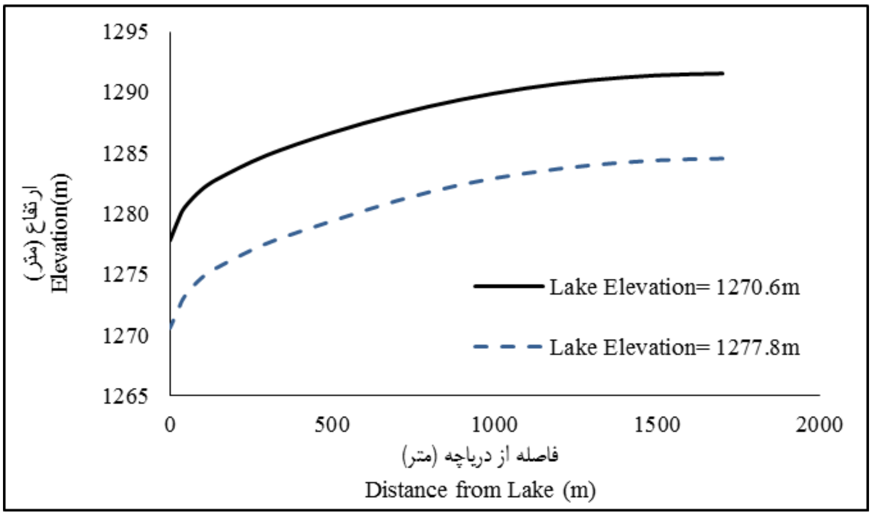
تأثیر میزان افت سطح آب دریاچه ارومیه بر افت تراز آب زیرزمینی بدون در نظر گرفتن تغییر چگالی

با توجه به اینکه در سال‌های اخیر تراز آب دریاچه ارومیه بنا به دلایلی کاهش یافته است بنابراین در این سناریو نحوه تغییرات سطح آب زیرزمینی تحت تاثیر تغییرات تراز آب دریاچه بررسی شده است که در این بخش تغییرات چگالی مؤثر از تغییرات تراز دریاچه در نظر گرفته نشده است تا به طور واضح‌تر بتوان متوجه شد که تأثیر تراز به تنهایی به چه میزان می‌تواند موثر واقع گردد که بدین منظور نحوه تغییرات در سه تراز سطح آب دریاچه ۱۲۷۲، ۱۲۷۴، ۱۲۷۶ مقایسه گردید و همچنین مقایسه‌ای بین حداکثر تراز دریاچه ارومیه ۱۲۷۷/۸ و حداقل تراز دریاچه ارومیه ۱۲۷۰/۶ تا سال ۱۳۹۶ صورت گرفت. در مقایسه اول شرایط اولیه با تراز ۱۲۷۴ و در مقایسه دوم شرایط اولیه برای تراز ۱۲۷۷/۸ برقرار گردید. در حالت اول غلظت شوری آب دریاچه ۳۴۰ گرم در لیتر و در حالت دوم غلظت شوری دریاچه ۱۶۶ گرم در لیتر ثابت در نظر گرفته شد. در طول کل شبیه‌سازی‌ها تغذیه آب زیرزمینی معادل ۷۵ میلیمتر در سال که حدودا معادل ۳۰ درصد متوسط بارش سالانه ارومیه می‌باشد منظور گردید. جهت بررسی این سناریو پروفیل شماره ۲ در نظر گرفته شد. همانطور که در شکل ۱۰، مشاهده می‌شود سطح آب زیرزمینی در تراز های مختلف آب دریاچه تقریبا موازی یکدیگر می‌باشد. با افزایش تراز آب دریاچه به میزان ۲ متر سطح آب زیرزمینی نیز در سراسر سفره به میزان حدودا ۲ متر افزایش یافته و با کاهش سطح آب دریاچه به میزان ۲ متر، تراز آب زیرزمینی نیز حدود ۲ تا ۲/۳۳ متر کاهش یافته است. شکل ۱۱، نیز نشان می‌دهد که با کاهش تراز دریاچه به میزان ۷/۲ متر تراز آب زیرزمینی نیز حدود ۷/۲ متر کاهش یافته است. نتایج ارائه شده در شکل‌های ۱۰ و ۱۱ به طور کلی نشان می‌دهد در صورتی که غلظت آب دریاچه ثابت در نظر گرفته شود میزان افزایش و کاهش تراز آب زیرزمینی معادل با افزایش و کاهش تراز سطح دریاچه خواهد بود که این میزان در سراسر آبخوان حدودا برابر می‌باشد.



شکل ۱۰- پروفیل‌های سطح آب زیرزمینی بدون تأثیر تغییرات چگالی

Figure 10- Groundwater level profiles without density changes



شکل ۱۱- پروفیل‌های سطح آب زیرزمینی در حداکثر و حداقل تراز دریاچه بدون تأثیر تغییرات چگالی

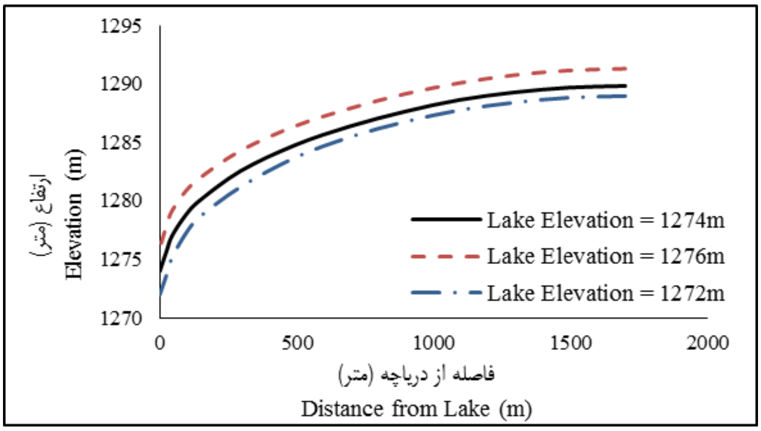
Figure 11- Groundwater level profiles in maximum and minimum Lake levels without density changes

تأثیر میزان افت سطح آب دریاچه ارومیه بر افت تراز آب زیرزمینی با در نظر گرفتن تغییر چگالی

این سناریو مشابه با سناریوی قبل می‌باشد با این تفاوت که در این حالت تأثیرات تغییر غلظت آب دریاچه با افزایش و کاهش تراز آب با توجه به جدول ۱، نیز در نظر گرفته شده است. بدین منظور نحوه تغییرات در سه تراز سطح آب دریاچه ۱۲۷۲، ۱۲۷۴، ۱۲۷۶ مقایسه گردید و همچنین مقایسه‌ای بین حداکثر تراز دریاچه ارومیه ۱۲۷۷/۸ و حداقل تراز دریاچه ارومیه ۱۲۷۰/۶ تا سال ۱۳۹۶ صورت گرفت. در مقایسه اول ابتدا به منظور ایجاد شرایط اولیه سطح آب دریاچه در تراز ۱۲۷۴ ثابت شد تا حالت پایدار ایجاد شود و پس از آن سطح آب دریاچه به تراز ۱۲۷۶ افزایش داده شد تا شرایط به حالت پایدار رسیده و سپس تراز آب دریاچه به ۱۲۷۲ کاهش داده شد. نتایج نشان داد که افزایش تراز آب دریاچه به میزان ۲ متر موجب افزایش تراز آب زیرزمنی بسته به فاصله از دریاچه بین ۱/۵ تا ۲ متر شد. با کاهش تراز دریاچه به میزان ۲ متر نیز سطح آب زیرزمینی بسته به فاصله از دریاچه بین ۰/۸۶ تا ۲ متر کاهش یافت. در شکل ۱۲، مشاهده می‌شود که میزان افزایش تراز آب زیرزمینی وقتی که تراز دریاچه از ۱۲۷۴ به ۱۲۷۶ می‌رسد بیشتر از میزان کاهش سطح آب زیرزمینی در زمانی است که تراز آب دریاچه از ۱۲۷۴ به ۱۲۷۲ می‌رسد که این بدین علت است که وقتی تراز دریاچه ۲ متر افزایش یافته است غلظت نمک در آن ۳۰ گرم کاهش یافته است و زمانی که تراز آب دریاچه ۲ متر کاهش پیدا کرده است غلظت نمک ۸۰ گرم افزایش یافته است. در مقایسه دوم نیز به منظور ایجاد شرایط پایدار اولیه سطح آب دریاچه در تراز ۱۲۷۷/۸ متر ثابت شد. پس از رسیدن به شرایط پایدار تراز دریاچه به ۱۲۷۰/۶ کاهش داده شد و نتایج نشان داد که با کاهش۷/۲ متری تراز دریاچه بسته به فاصله از دریاچه تراز آب زیرزمینی بین ۳ تا ۷/۲ متر کاهش یافت. نتایج ارائه شده در شکل‌های ۱۲ و ۱۳ بیانگر این است که میزان کاهش و افزایش آب زیرزمینی در آبخوان تحت تأثیر فاصله از دریاچه بوده و در فواصل نزدیک دریاچه میزان تأثیر بیشتر بوده و با فاصله گرفتن از دریاچه کاهش یافته و به میزان ثابتی می‌رسد. در شکل ۱۴، مقایسه‌ای بین پروفیل‌های سطح آب زیرزمینی در حداقل تراز دریاچه ارومیه با و بدون در نظر گرفتن تغییر چگالی انجام شده است که می‌توان نتیجه گرفت زمانی که تأثیر تغییرات چگالی نادیده گرفته شود سطح آب زیرزمینی بیش از حدود ۲ برابر نسبت به زمانی که تغییرات چگالی تحت تأثیر تغییرات تراز دریاچه است کاهش می‌یابد. پس با این وجود افزایش و کاهش غلظت و در نتیجه افزایش و کاهش چگالی می‌تواند تأثیر زیادی در کاهش و افزایش تراز آب زیرزمینی داشته باشد.

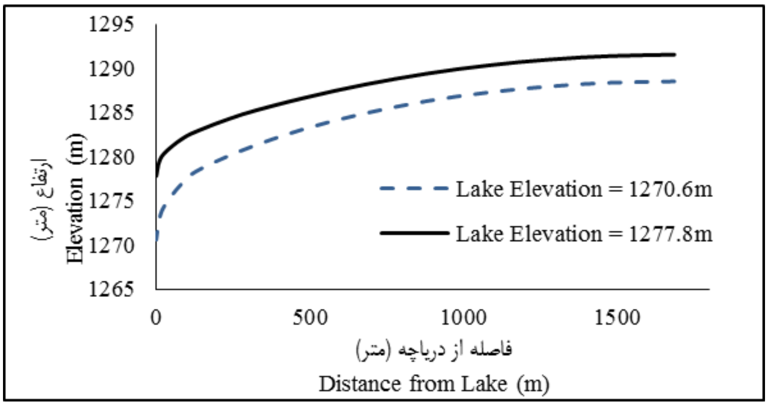
تأثیر میزان افت سطح آب دریاچه ارومیه بر روی میزان پیشروی گوه آب شور

به منظور تعیین تأثیر میزان پسروی آب دریاچه بر گوه آب شور پروفیل شماره ۲ از شکل ۳، در نظر گرفته شد. برای این شبیه‌سازی دو حالت در نظر گرفته شد: الف: کاهش سطح آب دریاچه در شرایط غلظت ثابت، ب: کاهش سطح آب دریاچه همراه با افزایش غلظت و افزایش چگالی. ابتدا به منظور ایجاد شرایط پایدار اولیه سطح آب دریاچه در تراز ۱۲۷۷/۸ متر ثابت فرض شد. در حالت (الف) پس از رسیدن به شرایط پایدار، تراز دریاچه بدون تغییر غلظت به ۱۲۷۰/۶ کاهش داده شد و در حالت (ب) پس از رسیدن به شرایط پایدار، تراز دریاچه با تغییر غلظت به ۱۲۷۰/۶ کاهش یافت.



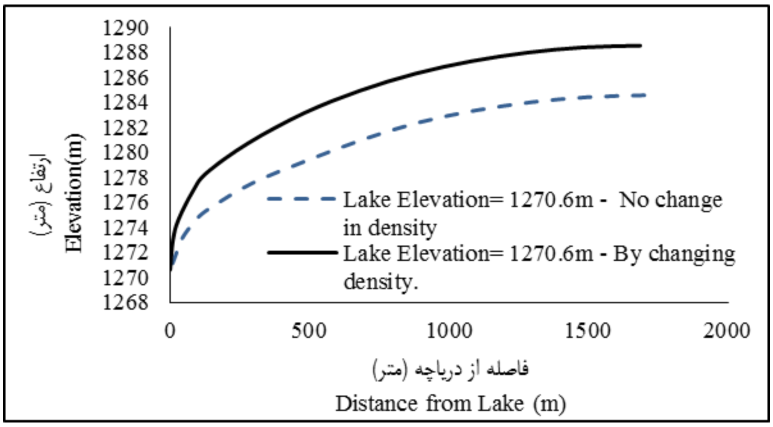
شکل ۱۲- پروفیل‌های سطح آب زیرزمینی با تأثیر تغییرات چگالی

Figure 12- Groundwater level profiles with density changes



شکل ۱۳- پروفیل‌های سطح آب زیرزمینی در حداکثر و حداقل تراز دریاچه با تأثیر تغییرات چگالی

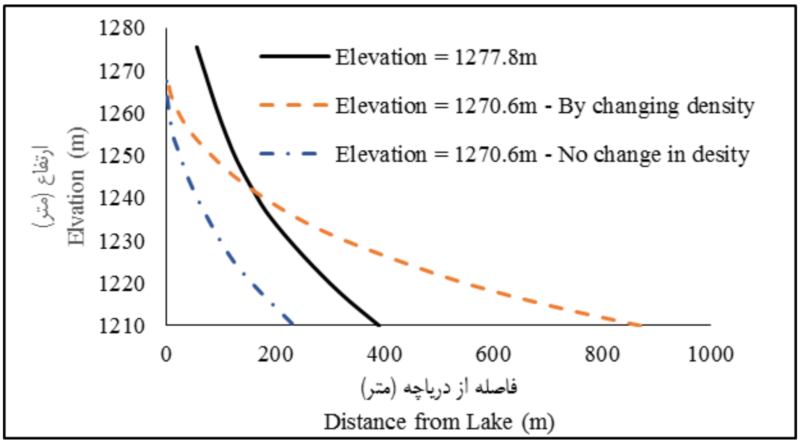
Figure 13- Groundwater level profiles in maximum and minimum Lake levels with density changes



شکل ۱۴- پروفیل‌های سطح آب زیرزمینی با و بدون تغییر چگالی در حداقل تراز دریاچه

Figure 14- Groundwater level profiles with and without the density variation in the minimum level of Lake

نتایج نشان می‌دهد که در هر دوحالت بـه علـت پسـروی سـاحل زمانی که تراز کاهش می‌یابد، قسمت فوقانی گوه نیز به سمت دریاچه پسروی می‌کند. با توجه به شکل ۱۵، واضح است زمانی که تغییـرات غلظت و در نتیجه تغییرات چگالی تأثیر داده می‌شود با کاهش سـطح تراز دریاچه، گوه‌ی آب شور پیشروی می‌کند که در این مطالعه پس از ایجاد شرایط پایدار گوه‌ی آب شور حدود ۴۸۰ متر پیشروی کـرد و در زمانی که تغییرات غلظت تأثیر داده نشود گوه آب شور پسروی می‌کند که در این شبیه‌سازی گوه آب شور حدود ۱۶۰ متر پسروی نمود.



شکل ۱۵- گوه آب شور در حداکثر و حداقل تراز دریاچه با و بدون در نظر گرفتن تغییر چگالی

Figure 15- Saltwater wedge in the maximum and minimum lake levels with and without density variation

نتیجه‌گیری

در این تحقیق به منظور بررسی تأثیر پسروی آب دریاچه ارومیه بر میزان افت تراز آب و میزان پیشروی و پسروی گوه آب شور در آبخوان‌های مجاور، شبیه‌سازی‌ها در چهار سناریو صورت گرفت. در سناریوی اول به منظور بررسی میزان پیشروی گوه‌ی آب شور در سال‌های اخیر سه پروفیل در شمال و مرکز و جنوب منطقه مورد مطالعه بررسی گردید که نتایج نشان داد در سال‌های اخیر تغییر چشم‌گیری در جابه‌جایی گوه آب شور صورت نگرفته است و این تغییر عرضی کمتر از ۵۰ متر می‌باشد و تنها قسمت ابتدایی گوه بیشتر تحت‌تأثیر کاهش تراز دریاچه قرار گرفته که دلیل آن عقب‌نشینی ساحل دریاچه و در نتیجه پسروی شرایط مرزی اعمال شده می‌باشد. در سناریوی دوم تأثیر پسروی دریاچه ارومیه بر تراز آب زیرزمینی در تأثیر تغییرات چگالی بررسی گردید که یافته‌ها نشان می‌دهد در صورتی که غلظت آب دریاچه ثابت در نظر گرفته شود میزان افزایش و کاهش تراز آب زیرزمینی برابر با افزایش و کاهش تراز سطح دریاچه در سراسر سفره خواهد بود که با نتایج چانگ و همکاران (۸) مطابقت دارد. در سناریوی سوم تأثیر پسروی دریاچه ارومیه بر تراز آب زیرزمینی در تأثیر تغییرات چگالی بررسی گردید و مقایسه نیز با سناریوی دوم صورت گرفت که نتایج بدین صورت بود که وقتی تأثیر تغییرات چگالی نادیده گرفته شود سطح آب زیرزمینی بیش از حدود ۲ برابر نسبت به زمانی که تغییرات چگالی در نظر گرفته شود تحت تأثیر تغییرات تراز دریاچه می‌باشد. پس با این وجود افزایش و کاهش غلظت و در نتیجه افزایش و کاهش چگالی می‌تواند تأثیر زیادی در کاهش و افزایش تراز آب زیرزمینی داشته باشد. در سناریوی چهارم نیز تاثیر پسروی دریاچه بر گوه آب شور بررسی شد که می‌توان به این نتیجه رسید، زمانی که تغییرات غلظت و در نتیجه تغییرات چگالی تأثیر داده می‌شود با کاهش سطح تراز دریاچه، گوه آب شور پیشروی و در زمانی که تغییرات غلظت تأثیر داده نشود گوه آب شور پسروی می‌کند.

منابع

1- Abdelaty I.M., Abd-Elhamid H.F., Fahmy M.R., and Abdelaal G.M. 2014. Investigation of some potential parameters and its impacts on saltwater intrusion in Nile Delta aquifer. J Eng Sci Assiut Univ Fac Eng 42(4): 931-955.

2- Ahmadi H., Hemmati M., and Motallebian M. 2018. Assessment of Accuracy of CTRAN/W and SEAWAT Models for Prediction of Saltwater Wedge Under Intruding and Receding Conditions. Journal of Water and Soil 32: 13-27. (In Persian)

3- Ahmadi R., Negarestan H., Peikaranmana N., Esmailly L., Hosseinpoor R., Shoahasany A., Ganji S., Mehrannejad R., and Mostfazadeh B. 2007. Artemia population changes on Orumieh Lake. (In Persian)

4- Ale Sheikh A.A., Mohammadi A.A., and Ghorbanali A. 2005. Monitoring of coastline using remote sensing. International. Journal of Applied Geosciences Research 4: 9-25. (In Persian)

5- Arlai P., and Koch M. 2009. The importance of density-dependent flow and solute transport modeling to simulate seawater intrusion into a coastal aquifer system. In International Symposium on Efficient Groundwater Resources Management (IGSTH 2009), Bangkok, Thailand, February 2009 Feb 16 (pp. 16-21).

6- Artemia cysts and biomass. Faculty of Agriculture and Applied Biological Science, Laboratory of Aquaculture and Artemia Reference Center, Ghent University, Belgium.
7- Barlow P.M., and Reichard E.G . 2010. Saltwater intrusion in coastal regions of North America. Hydrogeology Journal 18: 247-260.
8- Chang S.W., Clement T.P., Simpson M.J., and Lee K.K. 2011. Does sea-level rise have an impact on saltwater intrusion? Advances in Water Resources 34(10): 1283-91.
9- Farhoudi H.R., and Ketabchi H. 2018. Numerical Simulation of Urmia Lake and Ajabshir Coastal Aquifer Interaction, Iran-Water Resources Research 1: 45-58. (In Persian)
10- Jafari F., and Eftekhari M. 2013. Investigation of water exchange and penetration of the saltwater of Lake Urmia to adjoining aquifers, Water and irrigation management (Journal of Agricultural) 3: 29-47. (In Persian)
11- Javanmard F.Z., Mahdavi M., Malek M.R., and Keirkhah Zarkesh M.M. 2013. Modeling of Groundwater Vulnerabilities Uncertainty Using GIS & Rough Set. Iran-Water Resources Research1: 26-38. (In Persian)
12- Karbassi A., Bidhendi G.N., Pejman A., and Bidhendi M.E. 2010. Environmental impacts of desalination on the ecology of Lake Urmia, Journal of Great Lakes Research 3: 419-24.
13- Ketabchi H., Mahmoodzadeh D., Ataie Ashtiani B., Werner A.D., and Simmons C.T. 2014. Sea level rise impact on fresh groundwater lenses in two-layer small islands. Hydrological Processes 28(24): 5938-5953.
14- Kresic N. 2006. Hydrogeology and Groundwater Modelling.
15- Manaffar R. 2012. Genetic diversity of Artemia populations in Lake Urmia, Iran. PhD thesis, Ghent University, Belgium. P.160.
16- Montaseri M. 2007. Water Resources Identification Studies. (In Persian)
17- Motallebian M., Ahmadi H., Raoof A., and Cartwright N. 2019. An alternative approach to control saltwater intrusion in coastal aquifers using a freshwater surface recharge canal. Journal of Contaminant Hydrology 222: 56-64.
18- Nakhaei M., Mohammadi M., and Rezaei M. 2014. Optimizing of Aquifer Withdrawal Numerical Model UsingGenetic Algorithm (Case Study: Uromiyeh Coastal Aquifer), Iran-Water Resources Research 2: 94-97. (In Persian)
19- National Research Council. 1990. GroundWater Models: Scientific and Regulatory Applications, National Academy Press, Washington, D.C.
20- Noorabadi S., Nazemi A.H., Sadraddini A.A., and Delirhasannia R. 2017. Laboratory investigation of water extraction effects on saltwater wedge displacement. Global Journal of Environmental Science and Management 3(1): 21-32.
21- Rad F.A., Aksoz N., and Hejazi M.A. 2011. Effect of salinity on cell growth and β-carotene production in Dunaliella sp. isolates from Urmia Lake in northwest of Iran. African Journal of Biotechnology 10(12): 2282-2289.
22- Rasouli A.A., Abbasian S., and Jahanbakhsh S. 2008. Monitoring lake Urmia water level fluctuations by processing multi-sensory satellite imagery. Quarterly journal of humanities 2: 53-71. (In Persian)
23- Rasouli A.A., and Abbasian S. 2007. Preliminary analysis of time series of water level of Lake Urmia, Journal of Geography and Planning 28: 137-165. (In Persian)
24- Sorgeloos P. 1997. Lake Urmia cooperation project – contract item A, Report on the ‘Resource assessment of Urmia Lake
25- Todd K.D., and Mays L.W. 2005. Groundwater Hydrology. John Wiley & Sons, 508 p.
26- U.S. Geological Survey (USGS). 2000. Groundwater resources for the future—Atlantic Coastal Zone, Fact Sheet 085-00, Reston, VA.
27- Zamaniakbari A., and Maleki S. 2010. Assessment of changes in the coastline of Lake Urmia during the period of 1989-2005 using RS and GIS data, National Geomatics Conference 2010, National Cartographic Center. (In Persian)
28- Zeaieanfirouzabadi P., Karimi K., and Darouei P. 2014. Evaluation of changes in the southeast of Lake Urmia during 1984 and 2004 using GIS, First National Environmental Conference, Dehaghan, Payame Noor University of Dehaghan. (In Persian)
29- Zheng C., and Bennett G.D. 1995. Applied contaminant transport modeling: Theory and practice, Van Nostrand Reinhold New York, v. 5.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 301-316

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۱۶-۳۰۱

Investigating the Effect of Urmia Lake Water-level Fluctuations on Groundwater Level Changes Trend

M. Motallebian[1]- H. Ahmadi[2*]- A. Raoof[3]- N. Cartwright[4]
Received: 23-06-2019
Accepted: 09-02-2020

Introduction: Aquifers are the major source of freshwater in many parts of the world. Saltwater intrusion (SWI) is a serious environmental issue since 80% of the world's population live along the coast and utilize local aquifers for their water supply. Globally, coastal aquifers are under threat from saltwater intrusion (SWI). SWI is caused by changes in coastal aquifer conditions resulting from ground water extraction, climate drivers, sea-level rise, oceanic over topping events, and land use change. Under natural conditions, these coastal aquifers are recharged by rainfall events, and the regional groundwater flow towards the ocean counters the intrusion of saltwater into the freshwater region. However, over-exploitation of coastal aquifers in some regions has resulted in a reduction in fresh groundwater levels (and hence reduced natural flow) and this has led to an increase in saltwater intrusion. Saltwater intrusion degrades the quality of coastal aquifer groundwater resource which can lead to a reduction in crop yield efficiency, limitation on the drinking water resource as well as soil fertility and salinity of operated wells. Such problems are more crucial where groundwater aquifers are shallow.

Materials and Methods: The aim of this study is to investigate the effect of Lake Urmia water-level fluctuations on groundwater table and rate of the intruding or receding of salt water to the coastal aquifer. In order to achieve this purpose, Rashakan coastal aquifer in the vicinity of Lake Urmia in the northwest of Iran was simulated. In this study, SEAWAT model was used to simulate the problem. SEAWAT was specifically designed for the simulation of SI, although it has many other applications as well, notably the combined simulation of groundwater flow and heat transfer. SEAWAT as a widely used, three-dimensional variable-density groundwater flow and transport model has been developed by the USGS based on MODFLOW and MT3DMS and includes two additional packages: Variable-Density Flow (VDF) and Viscosity (VSC). First, the model was calibrated and then the simulations were defined in four scenarios as follows: a) The rate of the intruding or receding of salt water to the coastal aquifer during recent years b) The effect of the drop-in lake water level on groundwater level changes trend regardless of changes in lake water density c) The effect of the drop-in lake water level on groundwater level changes trend in view of changes in lake water density d) The effect of the drop-in lake water level on the rate of the intruding or receding of salt water.

Results and Discussion: In this study, simulations were carried out under four scenarios in order to investigate the effect of Lake Urmia water-level fluctuations on groundwater table and rate of the intruding or receding of salt water to the coastal aquifer. In the first scenario, in order to assess the rate of the intruding or receding of salt water to the coastal aquifer in recent years, three profiles have been investigated in the north and the center and south of the study area, and the results showed that in recent years there has been no significant change in the displacement of the salt-water wedge and this change was less than 50 meters and only the upper part of wedge connected to the lake was more affected by dropping water level of lake, which was due to retreat of the boundary imposed by lake water recession. In the second scenario, the effect of the drop-in lake water level on groundwater level changes trend, regardless of changes in lake water density, was investigated. The findings of the study showed that if the concentration of lake water is considered constant, the increase and decrease in groundwater level across the aquifer would be almost equal to the increase and decrease the lake water level. In the third scenario, the effect of the drop-in lake water level on groundwater level changes trend in view of changes in lake water density was investigated and the findings was also made with the second scenario,

1 and 2- Ph.D. Student of Hydraulic Structures and Associate Professor, Department of Water Engineering, Urmia University, Urmia, respectively.
(*- Corresponding Author Email: hojjat.a@gmail.com)
3- Assistant Professor, Department of Earth Sciences, Utrecht University, Utrecht, The Netherlands
4- Assistant Professor, School of Built Environment and Engineering, Griffith University, Southport, Queensland, Australia
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.81370

where the results showed that when the effect of the density changes is neglected, the groundwater level is affected by the lake water level changes more than about 2 times that when the density changes are considered. However, increasing and decreasing concentrations, and consequently increasing and decreasing the density, may have a great effect on the reduction and increase of groundwater levels. In the fourth scenario, the effect of the drop-in lake water level on the rate of the intruding or receding of salt water was also investigated. It can be concluded that when concentration changes and as a result of variations in density are affected, by decreasing the level of the lake, saltwater wedge would be intruded and when the effect of the density changes is neglected, saltwater wedge would be receded.

Conclusion: The results of this study indicated that during recent years there has been no significant change in the location of the salt water wedge, and this change is less than 50 meters. The upper part of wedge connected to the lake is more affected by dropping water level of lake, which is due to retreat of the boundary imposed by lake water recession. Also, the findings of the study showed that if the concentration of lake water is considered constant, the increase and decrease in groundwater level across the aquifer will be almost equal to the increase and decrease of the lake water level. When the effect of the density changes is neglected, the groundwater level is affected by the lake water level changes more than by about 2 times that when the density changes are considered. Despite the decreasing of about 7 meters of lake Urmia water level, due to increase the density of water, the wedge has intruded. This research shows that in the event of an increase in the water level of Lake and consequently a decrease in water density, Saltwater wedge would be receded.

Keywords: Coastal aquifer, Lake Urmia, Saltwater intrusion, SEAWAT model

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۳۲-۳۱۷

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 317-332

مقاله علمی-پژوهشی

ارزیابی سناریوهای انتقال آب بین‌حوضه‌ای به فلات مرکزی ایران با روش تصمیم‌گیری چند معیاره COPRAS

حامد قاصد[۱]- عباس روزبهانی[۲*]- مهدی هاشمی شاهدانی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۴/۱۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۰

چکیده

به‌منظور غلبه بر کمبود آب، تأمین افزایش تقاضا در بخش شرب، صنعت، کشاورزی، برقآبی و غیره و تحقق توسعه اقتصادی و اجتماعی یکی از راه کارهای نهایی و پر چالش برای رسیدن به تعادل منطقه‌ای طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای از طریق مرزهای بین‌المللی، ملی، منطقه‌ای و محلی می‌باشد که به عنوان یکی از روش‌های کاهش بحران در کنار دیگر روش‌ها نیز مطرح است. در این مطالعه، هشت سناریو به‌منظور اولویت‌بندی و ارزیابی سناریوهای انتقال آب بین حوضه‌ای از حوضه‌ی کارون بزرگ به فلات مرکزی ایران با استفاده از چهار معیار مهم و تأثیرگذار در انتقال آب بین حوضه‌ای با توجه به معیارهای یونسکو برای ارزیابی کمی و کیفی سناریوهای منتخب تعیین شد. در ادامه، وزن معیارها از سه روش تحلیل سلسله مراتبی (AHP)، آنتروپی شانون و دیمتل (DEMATEL) بدست آمد. در نهایت، با استفاده از روش تصمیم گیری چند معیاره کوپراس (COPRAS) که روشی کارآمد برای ارزیابی و رتبه‌بندی کامل گزینه‌ها براساس درصد با درنظر گرفتن معیارهای مثبت و منفی در تصمیم‌گیری‌های چند معیاره است، هشت سناریوی منتخب اولویت‌بندی شد. نتایج نشان داد، انتقال آب از حوضه بهشت‌آباد از طریق پمپاژ و تونل کوتاه از دبی پایه بهشت‌آباد برای استان اصفهان و از حوضه خرسان-سد خرسان ۳ برای استان‌های یزد و کرمان به عنوان سناریوی هشتم با توجه به تغییر در روش‌های وزن‌دهی سناریوی برتر می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: انتقال آب بین حوضه‌ای، تصمیم‌گیری چند معیاره، حوضه‌ی فلات مرکزی ایران، روش کوپراس (COPRAS)

مقدمه

پروژه‌های انتقال آب بین حوضه ای دارای پارامترهای چالش برانگیز، گوناگون، پیچیده و غالباً کیفی می‌باشند که تصمیم‌گیری در مورد آن‌ها به علت نقش متفاوت هرکدام از پارامترها بر پروژه مورد نظر، مقدار اثر بخشی متفاوت آن‌ها، کیفی بودن برخی معیارها و یکسان نبودن معیار سنجش در مورد بقیه عناصر باعث می‌شود که عدم‌قطعیت‌هایی در تصمیم‌گیری نهایی وجود داشته باشد و نتوان به راحتی درباره آن‌ها تصمیم‌گیری نمود. در مسائل تصمیم‌گیری چند معیاره [۳](MCDM)، گزینه‌های مورد نظر با توجه به شاخص‌های مختلف، که ممکن است در تعارض با یکدیگر باشند، اولویت‌بندی می‌شوند (۱۳). مطالعات فراوانی در مورد مسائل تصمیم‌گیری چند شاخصه [۴](MADM) و انتقال آب بین‌حوضه‌ای، بویژه در بحث تأمین آب شرب در طی سال‌های گذشته تا به امروز انجام شده است. ضرغامی و همکاران (۲۰۰۹) روشی برای تصمیم‌گیری کارآمد در انتقال بین‌حوضه‌ای آب در فلات مرکزی ایران (حوضه‌ی زاینده رود) با استفاده از عملگر میانگین وزنی مرتب شده[۵](OWA) به عنوان یک روش تصمیم‌گیری چند معیاره ارائه نمودند. نتایج نشان داد که روش پیشنهادی بهتر از سایر روش‌های قدیمی MCDM است و تصمیم‌گیری‌های با حساسیت بالا را بایستی با روش‌های جدید به دست آورد (۱۸). سالیزایا و همکاران (۲۰۱۰) پیشنهادات و تجزیه و تحلیل روش تصمیم‌گیری چند معیاره را در حوضه‌ی دریاچه پوپو که با کمبود شدید کمیت و کیفیت آب مواجه است، بر اساس معیارهای اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی در یک محیط تصمیم‌گیری تحت

۱، ۲ و ۳- به‌ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد منابع آب و دانشیاران گروه مهندسی آبیاری، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران
(*- نویسنده مسئول: Email: roozbahany@ut.ac.ir)
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.81708

3- Multi Criteria Decision Making
4- Multiple Attribute Decision Making
5- Ordered Weighted Averaging

عدم قطعیت برای حمایت از ذینفعان در مدیریت منابع آب، با استفاده از تئوری تحلیلی سلسله مراتبی[۱](AHP) ارائه دادند. نتایج نشان داد روش به کار گرفته شده در تحقیق حاضر، بهترین راه حل را برای مدیریت منابع آب در حوضه‌ی پوپو ارائه می‌دهد (۸). محمدی و همکاران (۱۳۹۱) به رتبه‌بندی ۷ گزینه پیشنهادی طرح انتقال آب بهشت آباد با در نظر گرفتن ۶ معیار کمی و کیفی (اقتصادی، اجتماعی، زیست محیطی و فنی) با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی (AHP) اقدام نمودند. نتایج نشان داد که معیار سهولت بهره‌برداری مهم‌ترین معیار در این تحقیق می‌باشد. همچنین معیار زیست‌محیطی به عنوان چهارمین معیار حساس انتخاب شد و تغییر وزن معیارهای اجتماعی و زمین شناسی تغییری در رتبه بندی ایجاد نکرد (۱۲). روزبهانی و همکاران (۲۰۱۲) یک روش جدید از مجموعه روش‌های تصمیم‌گیری چند معیاره با ترکیب ارزیابی رتبه‌بندی (PROMETHEE)[۲] و تصمیم‌گیری چند معیاره با لحاظ اولویت در معیارها را در قالب مدل جدیدی تحت عنوان PPOC[۳] در مدیریت آبرسانی شهری ملبورن معرفی نمودند. نتایج نشان داد، روش پیشنهادی برای حل مسائل مختلف تصمیم‌گیری در مدیریت منابع آب شهری می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد (۱۴). عابد علم دوست و کراچیان (۲۰۱۳) مجموعه‌ای از معیارهای جامع از جمله، سود ناخالص منطقه‌ای، بهره‌وری آب، وجود منابع جایگزین آب، وجود زیرساخت‌های کشاورزی و صنعتی، حمایت سیاسی از دولت و مجلس و همچنین برخی از روش‌های تصمیم‌گیری چند معیاره (MCDM) از جمله فرآیند تحلیل سلسله مراتبی (AHP)، فرآیند شبکه تحلیلی (ANP)[۴]، روش ER[۵] و روش تاپسیس TOPSIS[۶] را برای تعیین قدرت کاربران در سیستم‌های تخصیص آب بین حوضه‌ای (انتقال آب بین‌حوضه‌ای از حوضه‌ی رودخانه کارون به دشت رفسنجان در فلات مرکزی ایران) به روش کمی به کار بردند (۲). رئوفی و همکاران (۱۳۹۳) به ارزیابی طراحی مطلوب ابعاد یک سیستم انتقال آب بین‌حوضه‌ای در قالب مطالعه موردی طرح انتقال آب بهشت آباد از حوضه‌ی بالا دست کارون به حوضه‌ی آبریز گاوخونی با استفاده از مدل برنامه‌ریزی منابع آب MODSIM، مدل‌های تصمیم‌گیری چند معیاره (برنامه‌ریزی سازشی، TOPSIS، SAW[۷]، Fuzzy TOPSIS) در قالب ۶ سناریو پرداختند. نتایج مدل نشان داد که حجم آب قابل انتقال با لحاظ شرایط دوره هیدرولوژیک بلند مدت در حدود ۱۹۰ و در شرایط دوره هیدرولوژیک خشک در حدود ۱۴۷ میلیون متر مکعب در سال می‌باشد (۱۵). آذرنیوند و همکاران (۲۰۱۵) به اولویت‌بندی گزینه‌های استراتژیک برای احیای منابع آب دریاچه ارومیه از طریق یک مدل MCDM، براساس توانایی‌های راهبرد رضایت از معیارهای توسعه پایدار با روش ماتریس نقاط قوت، ضعف، فرصت، تهدیدات (SWOT-TOWS) و مقایسه دوگانه FAHP پرداختند. نتایج نشان داد مدیریت منابع انسانی و ترویج مشارکت ذینفعان نسبت به سایر گزینه‌های استراتژیک برتر است. همچنین تجزیه و تحلیل حساسیت نشان داد که FAHP یک ابزار قوی برای تصمیم گیری در مسائل زیست محیطی جامع است و مشارکت قابل اعتمادی را در چارچوب مدیریت استراتژیک اعمال می‌کند (۳). فضل‌اللهی و همکاران (۱۳۹۶) به بررسی تأثیرات انتقال آب بین‌حوضه‌ای از دیدگاه فنی، اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی پرداختند. نتایج نشان داد طرح‌های انتقال آب بین‌حوضه‌ای باعث افزایش ارزش اقتصادی منابع آب می‌شود امّا می‌تواند تغییرات چشم‌گیری در حوضه‌های مبداء و مقصد بخصوص حوضه‌ی مبدأ به همراه داشته باشد (۹). ژو و همکاران (۲۰۱۶) یک مدل تامین مالی برای پروژه انحراف آب از Han به رودخانه Wei در استان Shaanxi با روش‌های تحلیل سلسله مراتبی AHP، روش دلفی، مدل وزن‌دهی خاکستری (بازه‌ای) توسعه دادند. نتایج نشان داد مدل توسعه یافته با توجه به وضعیت واقعی دیگر پروژه‌های انتقال آب منطقی و امکان‌پذیر است (۱۹). کفایتی و همکاران (۲۰۱۸) به توسعه شاخص‌های ارزیابی توسعه پایدار در حوضه‌های آبریزی که دارای طرح‌های انتقال آب بین‌حوضه‌ای هستند پرداختند و ۱۵ شاخص در سه بخش اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی ارایه داده و با استفاده از روش های PCA[۸] و CIS[۹] به ارزیابی و تلفیق این شاخص‌ها در طرح انتقال آب از حوضه‌ی کارون (طرح بهشت آباد) به حوضه‌ی گاوخونی پرداختند (۱۰). انجام مطالعات متنوع تصمیم‌گیری در مورد انتقال آب در سطح ایران و جهان، حاکی از اهمیت موضوع انتقال آب می‌باشد. امروزه استفاده از روش‌های مختلف تصمیم‌گیری چند معیاره جهت پیش‌بینی، ارزیابی، رتبه‌بندی و مقایسه نتایج راه‌حل‌های موجود وانتخاب صحیح یکی از راه حل‌ها برای رسیدن به هدف مطلوب، رشد سریعی داشته است و بدین منظور مدل‌های متنوعی در این زمینه ارائه و مورد استفاده قرار گرفته است. در این مطالعه، از روش کوپراس (COPRAS)[۱۰] قطعی که روش نسبتاً جدیدتری در مقایسه با

1- Analytic Hierarchy Process
2- Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations
3- PROMETHEE with Precedence Order in the Criteria
4- Analytical Network Process
5- Evidential Reasoning
6- Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution
7- Simple Additive Weighting
8- Principal Component Analysis
9- Composite Indicators of Sustainability
10- Complex Proportional Assessment

روش‌های موجود تصمیم‌گیری می‌باشد، به صورت گروهی با وزن‌های بدست آمده از سه روش تحلیل سلسله مراتبی (AHP)، دیمتل[1] (DEMATEL) و آنتروپی شانون (Entropy Shannon)، به‌منظور تحلیل حساسیت در وزن‌دهی برای نخستین بار با هدف اولویت بندی و ارزیابی سناریوهای انتقال آب بین حوضه‌ای به فلات مرکزی ایران استفاده شده است. همچنین لازم به ذکر است که این روش به طور محدودی تاکنون در حوضه مطالعات منابع آب در سطح ملی و بین المللی مورد استفاده قرار گرفته است. ویژگی مهمی که باعث انتخاب این مدل شد، توانایی تخمین زدن میزان بهتر یا بدتر بودن یک گزینه و درجه اهمیت هر گزینه و نشان دادن آن براساس درصد و مقایسه کامل میان گزینه‌ها است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

حوضه‌ی فلات مرکزی ایران با مساحتی غالب بر ۸۲۴٫۳۵۶ کیلومتر مربع بیش از نیمی از مساحت ایران را در خود جای داده است. طرح انتقال آب بین حوضه‌ای فلات مرکزی ایران از سرشاخه‌های حوضه‌های آبریز کارون بزرگ متشکل از رودخانه‌های دز و کارون با مساحت ۶۷٫۲۵۷ کیلومتر مربع به مختصات جغرافیایی '۴۸°۰۰ تا '۵۲°۳۰ درجه طول شرقی و'۳۰°۰۰ تا '۳۴°۰۵ درجه عرض شمالی می‌باشد که ۶۷ درصد آن را مناطق کوهستانی و کوهپایه و ۳۳ درصد آن را دشت‌های مرتفع تشکیل داده است. از این حوضه، حوضه‌های مبدأ شامل، بهشت آباد، بازفت، خرسان و گوکان که بخش عمده آن‌ها واقع در استان چهار محال و بختیاری می‌باشد به‌منظور تأمین بخشی از آب مورد نیاز سه استان اصفهان، یزد و کرمان در نظر گرفته شده‌اند. در این انتقال آب بین حوضه‌ای، حوضه‌های مقصد شامل استان اصفهان با مساحت ۱۰۷٫۰۴۵ کیلومتر مربع (معادل ۶٫۵۷ درصد از مساحت کشور) در بخش مرکزی ایران واقع است، استان یزد با مساحت ۱۳۱٫۵۷۵کیلومتر مربع در قسمت مرکزی فلات ایران و استان کرمان با مساحت بیش از ۱۸۳٫۲۸۵ کیلومتر مربع و با در بر گرفتن حدود یازده درصد کل کشور پهناورترین استان ایران است که در جنوب خاوری ایران واقع شده است. موقعیت کلی منطقه مورد مطالعه در شکل ۱ ارایه شده است.

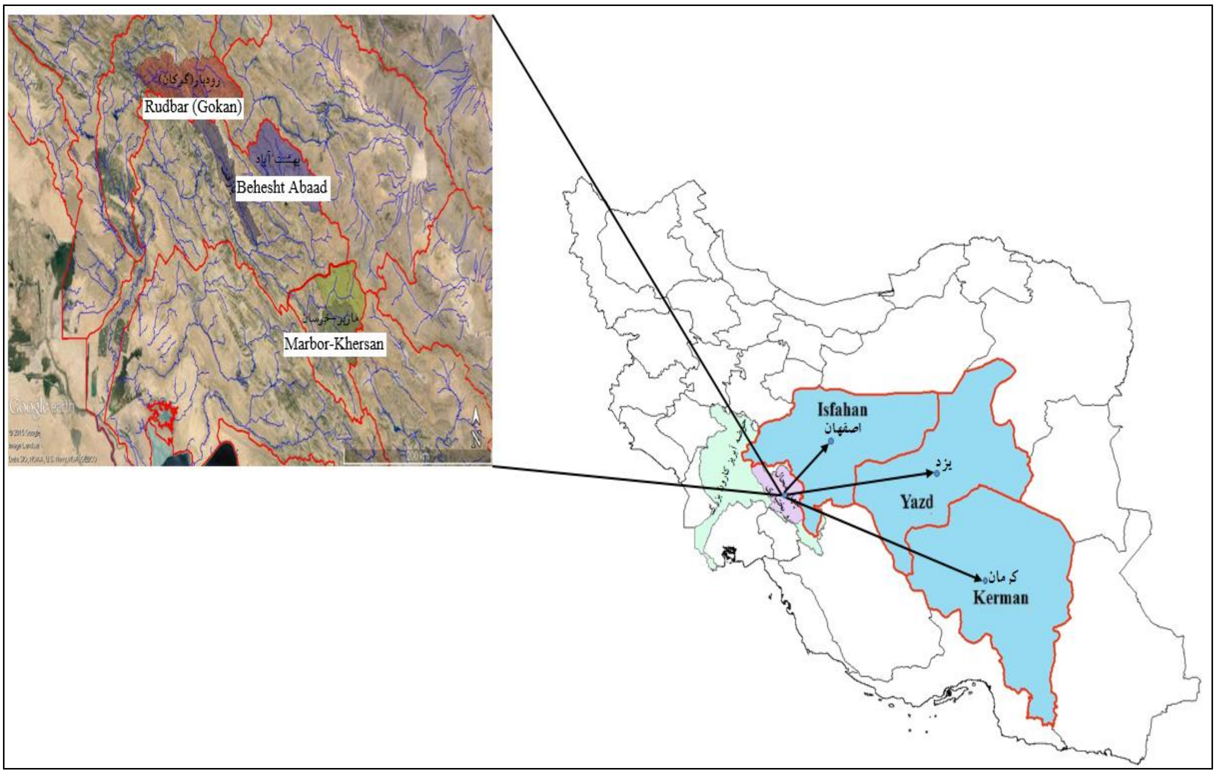
معرفی معیارهای تصمیم‌گیری

پروژه‌های انتقال‌آب که یکی از راه حل‌های نهایی جهت حل کمبود منابع آب به شمار می رود، بایستی براساس لحاظ کردن معیارهای مختلف اقتصادی، اجتماعی، زیست‌محیطی، مسائل سیاسی و غیره صورت پذیرد. یونسکو در سال ۱۹۹۹ بمنظور توجیه یا کنار گذاشتن طرح‌های انتقال بین‌حوضه‌ای آب معیارهایی را تدوین نموده است (کاکس، ۱۹۹۹). این معیارها عبارتند از: ۱- ناحیه مقصد با وجود استفاده از منابع جایگزین تامین آب و انجام تمامی اقدامات منطقی برای کاهش تقاضای آن، باز هم در تامین نیازهای فعلی و پیش‌بینی شده، کمبود جدی داشته باشد. ۲- حوضه‌ی مقصد در حال حاضر یا آینده نزدیک دچار بحران آبی شده و یا رشد و توسعه منطقه از لحاظ مسائل مختلف منوط به تأمین آب به روش انتقال باشد و انتقال آب از حوضه‌ی مبدأ نیز توسعه این منطقه را در حال حاضر یا آینده دچار بحران و مشکل جدی نکند. ۳- طرح نباید بر محیط‌زیست اثرات تخریبی زیاد و غیرقابل جبران داشته باشد. ارزیابی جامع پیامدهای زیست‌محیطی بایستی نشان‌دهد که سطح معقولی از قطعیت وجود دارد که طرح انتقال، به شکل اساسی، کیفیت زیست‌محیطی را در حوضه‌ی مبدأ یا مقصد تخریب نمی‌کند. با این حال چنانچه هزینه‌های جبران خسارت زیست‌محیطی فراهم شود، طرح انتقال ممکن است توجیه‌پذیر باشد. ۴- ارزیابی جامع پیامدهای اجتماعی، فرهنگی باید نشان دهد سطح معقولی از قطعیت وجود دارد که طرح انتقال، سبب بروز اختلال اساسی اجتماعی و فرهنگی در حوضه‌ی مبدأ یا مقصد نخواهد شد. اگر طرح در حوضه‌ی مبدا یا در طول مسیر، مسایل اجتماعی فراوان داشته باشد، نباید اجرا شود. ۵- منافع خالص ناشی از اجرای طرح بایستی عادلانه میان حوضه‌های مبدأ و مقصد تقسیم شود. پس نه‌تنها طرح باید بازده اقتصادی داشته باشد، بلکه منافع آن نیز نباید فقط برای مجری طرح یا مقصد صرف شود (۷).

معیارهایی که با در نظر گرفتن معیارهای تدوین شده یونسکو در سال (۱۹۹۹) به‌منظور توجیه و یا کنار گذاشتن طرح‌های انتقال‌آب بین‌حوضه‌ای انتخاب گردیده است؛ عبارت‌اند از:

۱- ریسک‌های فنی و صعوبت اجراء (C_1)؛ شامل: مشکلات زمین‌شناسی و آب‌بندی مخزن، مراحل بررسی فنی و مطالعات اولیه برخی سدها و مسائل فنی آن‌ها، ریسک درخواست تخصیص آب برخی مناطق از منابع انتقال اجرای طرح‌ها، شروع نشدن طراحی‌های آبگیری آب شرب، مدت زمان اجرای طرح، مشکلات زمین شناسی سد و سامانه انتقال آب، انرژی مورد نیاز سامانه، تضمین بالای تامین آب شرب، طول لوله و تونل ها، عبور از مناطق گسله و کارستیک، پمپاژ بلند با حجم زیاد، سهولت بهره‌برداری.

1- DEcision-Making Trial and Evaluation Laboratory



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه

Figure 1- Study area

۲- مشکلات سیاسی و اجتماعی (C_2)؛ شامل: مسائل حقوقی و قانونی تملک اراضی، خسارت مخزن ناشی از زیر آب رفتن شهر کاج در صورت احداث سد بهشت‌آباد و برخی روستاها و واحدها، مهاجرت، وجود مناطق محافظت شده، شرایط قومی، فرهنگی، بافت عشایری و ایلاتی محدوده مطالعاتی، تهیه و ارائه نقشه کاربری اراضی و نقشه کاداستر مسیر سامانه پس از انتخاب سناریو برتر و بهینه و ضرورت مستند سازی میراث فرهنگی و آثار تاریخی محدوده اجرای طرح.

۳- مشکلات زیست محیطی (C_3)؛ شامل: تخریب محیط زیست هنگام ایجاد خط لوله و تونل، کاهش کیفیت آب و آلودگی منابع آب و خشک شدن چاه و چشمه.

۴- قیمت تمام شده هر متر مکعب آب (C_4)؛ شامل: سرمایه‌گذاری اولیه مورد نیاز برای احداث سامانه انتقال آب، میزان تولید انرژی برقابی (انرژی تولیدی)، هزینه و میزان برق مصرفی (انرژی مصرفی)، هزینه جاری، هزینه‌های بهره‌برداری و نگهداری) می‌باشد. لازم به ذکر است که قیمت تمام شده هر متر مکعب آب توسط شرکت توسعه منابع‌آب و نیروی ایران برآورد گردیده و به صورت عددی و کمی بر خلاف سه معیار دیگر که به صورت کیفی می‌باشد، در نظر گرفته شده است.

معرفی سناریوها

به‌منظور انتقال آب بین حوضه‌ای به فلات مرکزی ایران برای تأمین کمبود ۵۸۰ میلیون متر مکعب آب شرب سه استان اصفهان، یزد و کرمان، هشت سناریوی انتقال آب برای ارزیابی، اولویت‌بندی و ارائه گزینه برتر با اعمال نظرات متخصصین آب و با توجه به گزارشات شرکت توسعه منابع‌آب و نیروی ایران، تعیین شد که هر کدام به صورت جداگانه به شرح زیر است. لازم به ذکر است که قطعا هیچ یک از این سناریوها قادر به تامین کلیه اهداف و استانداردهای انتقال آب بین حوضه ای نیستند لیکن در این تحقیق سعی شده است تا با به کارگیری ارزیابی چند شاخصه سناریویی انتخاب شود که بیشترین نزدیکی را به این اهداف و معیارها دارا است.

۱- انتقال آب از حوضه‌ی بازفت-سد چمن‌گلی (از طریق تونل کوهرنگ۳) به استان‌های اصفهان، یزد و کرمان (A_1)؛ این گزینه مبتنی به انتقال آب به دره کوهرنگ و استفاده از سامانه کوهرنگ ۳ برای انتقال آب به فلات مرکزی ایران است. اجزاء اصلی طرح انتقال شامل یک سد حدود ۱۵۰ متری در دره بازفت، در حوالی روستای چمن‌گلی با گنجایش مخزن حدود ۷۰۰ میلیون متر مکعب است که وظیفه تنظیم آب را به عهده خواهد داشت. انتقال آب با حجم ۵۸۰ میلیون متر مکعب توسط شبکه‌ای تشکیل شده از ۱۳ کیلومتر تونل و

۱۹ کیلومتر لوله به همراه ۴ ایستگاه پمپاژ به دره کوهرنگ صورت می‌گیرد، در ادامه آب بعد از خروج از تونل کوهرنگ ۳ در بستر زاینده‌رود جریان می‌یابد و تا باغ بهادران (محل فعلی تصفیه خانه اصفهان (بابا شیخ علی) و محل فعلی برداشت آب انتقالی به یزد) ادامه می‌یابد، سپس آب استان اصفهان (۲۵۰ میلیون متر مکعب) از یزد و کرمان جدا می‌شود، آب یزد به میزان ۱۵۰ میلیون متر مکعب از طریق احداث خط لوله به موازات خط اول به طول ۳۵۲ کیلومتر و آب کرمان به میزان ۱۸۰ میلیون متر مکعب از طریق احداث خط لوله به طول ۶۶۰ کیلومتر انتقال می‌یابد.

۲- انتقال آب از حوضه‌ی بهشت‌آباد از طریق پمپاژ مستقل از سد بهشت آباد با استفاده از خط لوله و تونل کوتاه به استان‌های اصفهان، یزد و کرمان(A_2)؛ این سناریو، شامل احداث یک سد بلند بیش از ۱۷۰متری در پایین‌دست محل الحاق رودخانه‌های بهشت‌آباد و کوهرنگ با خسارت مخزن زیاد با توجه به زیر آب رفتن شهر۴۰۰۰ نفری کاج است. بر مبنای این سناریو، سد بلند حدود ۱۷۰ متری وظیفه ذخیره و تنظیم آب را انجام خواهد داد. انتقال‌آب با حجم ۵۸۰ میلیون متر مکعب، توسط شبکه‌ای تشکیل شده از تونل، خط لوله و پمپاژ از مبداء تا مقصد برای اصفهان (تونل ۷/۸ کیلومتر، طول لوله ۶۲٫۸ کیلومتر، ۴ مرحله پمپاژ)، یزد (تونل ۶/۴ کیلومتر، طول لوله ۴۳۰ کیلومتر، ۴ مرحله پمپاژ)، کرمان (تونل۶/۴ کیلومتر، طول لوله ۷۱۳ کیلومتر، ۶ مرحله پمپاژ) انجام می‌گیرد.

۳- انتقال آب از حوضه‌ی خرسان-سد خرسان۳ و رودخانه ماربر به سه استان اصفهان، کرمان و یزد (A_3)؛ در این سناریو انتقال‌آب با حجم ۵۸۰ میلیون متر مکعب از مبداء تا مقصد به ترتیب برای اصفهان از بند ماندگان واقع بر روی رودخانه ماربر (تونل ۲/۸ کیلومتر، طول لوله ۱۹۸/۱ کیلومتر، ۴ مرحله پمپاژ)، یزد از سد خرسان ۳ (تونل ۲۲ کیلومتر، طول لوله ۴۶۲ کیلومتر، ۶ مرحله پمپاژ) و کرمان از سد خرسان ۳ (تونل۲۱/۳ کیلومتر، طول لوله ۶۵۵ کیلومتر، ۶ مرحله پمپاژ) انجام می‌گیرد.

۴- انتقال آب از حوضه‌ی بازفت-سد شیخ‌عالی به اصفهان و یزد و از سد خرسان ۳ و رودخانه ماربر برای کرمان (A_4)؛ در بخش اول این سناریو سالانه ۴۰۰ میلیون متر مکعب آب، از بازفت به استان‌های اصفهان و یزد با احداث یک سد با ارتفاع ۱۰۶ متر و حجم کل مخزن معادل ۵۸۰ میلیون متر مکعب در ساختگاه شیخ‌عالی و با استفاده از یک خط انتقال ۱۱ کیلومتری، ۳ مرحله پمپاژ و با مجموع ۵ قطعه تونل به طول کل ۲۵ کیلومتر با اضافه شدن آب سرشاخه‌های نازی و الگی به دره کوهرنگ منتقل و در ادامه تا سد چم آسمان (محل آبگیری فعلی تصفیه خانه اصفهان و آبگیر طرح در حال بهره‌برداری انتقال آب به یزد) از طریق رودخانه زاینده‌رود ادامه می‌یابد. در این نقطه سهم‌آبه اصفهان به تصفیه خانه منتقل شده و ۱۵۰ میلیون متر مکعب سهم یزد به موازات خط انتقالی قبلی با احداث خط لوله جدید به طول ۳۶۵ کیلومتر انتقال خواهد یافت. بخش دوم سناریو، انتقال‌آب از سد خرسان ۳ و رودخانه ماربر به کرمان نیز با حجم انتقال آب برابر با ۱۸۰ میلیون متر مکعب با احداث تونلی به طول ۲۱/۳ کیلومتر و خط لوله‌ای به طول ۶۵۵ کیلومتر با ۶ مرحله پمپاژ بلند با حجم زیاد تا ارتفاع حدود ۱۲۰۰ متر صورت می‌گیرد.

۵- انتقال آب از حوضه‌ی بهشت‌آباد از طریق پمپاژ و تونل کوتاه از سد بهشت آباد برای استان‌های اصفهان و یزد و از حوضه خرسان-سد خرسان ۳ برای کرمان (A_5)؛ شرایط و ویژگی‌های سد و سامانه انتقال آب در بخش اول این سناریو (انتقال آب برای استان‌های اصفهان و یزد از طریق پمپاژ و تونل کوتاه از سد بهشت‌آباد) مشابه سناریوی ۲ می‌باشد، انتقال‌آب در این بخش با حجم ۴۰۰ میلیون متر مکعب توسط شبکه‌ای تشکیل شده از تونل، خط لوله و پمپاژ از مبداء تا مقصد به ترتیب برای اصفهان (تونل ۷/۸ کیلومتر، طول لوله ۶۲/۸ کیلومتر، ۴ مرحله پمپاژ) و یزد (تونل ۶/۴ کیلومتر، طول لوله۴۳۰ کیلومتر، ۴ مرحله پمپاژ) صورت می‌پذیرد. بخش دوم سناریو، انتقال ۱۸۰ میلیون متر مکعب آب تخصیص یافته به استان کرمان از سد خرسان ۳ می‌باشد، که این بخش از سناریو کاملاً مشابه سناریو ۴ است.

۶- انتقال‌آب از حوضه‌ی بهشت‌آباد از طریق پمپاژ و تونل کوتاه از دبی پایه بهشت‌آباد برای استان‌های اصفهان و یزد و از حوضه‌ی خرسان-سد خرسان ۳ برای استان کرمان (A_6)؛ بخش اول این سناریو، تامین ۴۰۰ میلیون متر مکعب آب شرب دو استان اصفهان و یزد از آب موجود معادل ۶۴۷ میلیون متر مکعب دبی پایه رودخانه بهشت‌آباد پس از تخصیص و کسر نیاز آبی طرح‌های بالادست و رهاسازی نیاز زیست‌محیطی طرح بهشت‌آباد، برای اهداف شرب اصفهان و یزد است. در این سامانه بند و آبگیری با ظرفیت بیشینه ۳۰ متر مکعب بر ثانیه بر روی رودخانه بهشت‌آباد احداث می‌گردد. انتقال‌آب توسط سه مرحله پمپاژ از تراز ۱۶۶۰ با خط لوله‌ای به طول ۴۳ کیلومتر و تونلی آب بر به طول ۵ کیلومتر تا دره منتهی به مخزن سد کوهرنگ ۳ انجام می‌پذیرد. سامانه در حال احداث کوهرنگ ۳ شامل سد و تونل، آب دریافتی را به رودخانه طبیعی بالادست مخزن سد زاینده رود هدایت می‌کند. انتقال‌آب سهم یزد از آبگیری در محل سد چم آسمان واقع در باغ بهادران توسط خط لوله‌ای به طول حدود ۳۳۵ کیلومتر با دو مرحله پمپاژ در ابتدا و میانه مسیر انجام می‌گیرد. بخش دوم سناریو، انتقال ۱۸۰ میلیون متر مکعب آب تخصیص یافته به استان کرمان از سد خرسان ۳ است که کاملاً مشابه سناریو ۴ می‌باشد.

۷- انتقال آب از حوضه‌ی گوکان-سد گوکان به استان اصفهان و از حوضه‌ی خرسان-سد خرسان ۳ برای یزد و کرمان (A_7)؛ در این سناریو خط اول انتقال آب به یزد به میزان ۹۸ میلیون متر مکعب حذف می‌گردد، بنابراین میزان آب مورد نیاز برای استان اصفهان به

۱۵۰ میلیون متر مکعب کاهش یافته و ۹۸ میلیون متر مکعب بـه آب مورد نیاز استان یزد اضافه می‌گردد. در بخش اول ایـن سـناریو سـازه اصلی تنظیم کننده آب یک سد مخزنی به ارتفاع ۱۶۸ متـر بـا حجـم مخزن ۱۵۷ میلیون متـر مکعـب اسـت کـه در دره گوکـان و حـوالی روستای وزوه احداث خواهد گردید. در ایـن طـرح کـل مسـیر انتقـال شامل: تونل‌های فرعی و اصلی، دو بند انحرافی به ارتفاع حدود ۵ متر و ۳ قطعه تونل با مجموع طول ۶/۹۷ کیلومتر به صورت ثقلی با عبور از مناطق کارستیک و گسله طراحی شده است. در این سـناریو انتقـال آب به میزان ۱۵۰ میلیون متر مکعب از خروجی آخرین تونل تا محـل مصرف آب (تصفیه خانه باباشیخ علی) بر بستر رودخانه زاینـده رود در نظر گرفته شده و در صورت نیاز به احداث خط لوله مستقل جهت این انتقال بایستی هزینـه هـای آن جداگانـه محاسـبه گـردد. بخـش دوم سناریو، انتقال‌آب از سد خرسان ۳ به دو استان یزد و کرمان می‌باشـد که با حجم ۴۳۰ میلیون متر مکعب توسط شـبکه‌ای تشـکیل شـده از تونل، خط لوله و پمپاژ از مبداء تا مقصد به ترتیب برای یزد (تونل ۲۲ کیلومتر، طول لوله ۴۶۲ کیلومتر، ۶ مرحله پمپاژ) و کرمان (تونل ۲۱/۳ کیلومتر، طول لوله ۶۵۵ کیلومتر، ۶ مرحله پمپاژ) انجام می‌پذیرد.

۸- انتقال آب از حوضه‌ی بهشت‌آباد از طریق پمپاژ و تونل کوتـاه از دبی پایه بهشت‌آباد برای استان اصفهان و از حوضه‌ی خرسان–سـد خرسان ۳ برای استان‌های یزد و کرمان (A_8)؛ در بخش اول سـناریو، سامانه‌ای برای برداشت و انتقال سالانه ۲۵۰ میلیون متر مکعب برای تامین کمبود آب شرب اصفهان دیده شده است. بدین منظور بـر روی رودخانه بهشت‌آباد بند و آبگیری با ظرفیت بیشینه ۱۴ متر مکعـب بـر ثانیه احداث می‌گردد که وظیفه برداشت آب از تـراز ۱۶۶۰ را برعهـده دارد، از این نقطه آب توسط خط لوله‌ای به طول ۴۳ کیلومتر و تـونلی آب بر با قطر کم‌تر نسبت به سناریو ۶ به طول ۵ کیلومتر بوسیله سـه مرحله پمپاژ انتقال می‌یابد، هدایت آب تا رودخانـه طبیعـی بالادسـت مخزن سد زاینده‌رود بوسیله سامانه سد و تونـل کوهرنـگ ۳ صـورت می‌گیرد. بخش دوم انتقال آب از سد خرسان ۳ برای دو استان یـزد و کرمان به میزان ۳۳۰ میلیون متر مکعب توسط شبکه‌ای تشکیل شـده از تونل، خط لوله و پمپاژ از مبداء تا مقصد به ترتیب برای یـزد (تونـل ۲۲ کیلومتر، طول لوله ۴۶۲ کیلومتر، ۶ مرحله پمپاژ) و کرمـان (تونـل ۲۱/۳ کیلـومتر، طـول لولـه ۶۵۵ کیلـومتر، ۶ مرحلـه پمپـاژ) انجـام می‌پذیرد.

معرفی روش تصمیم‌گیری چند معیاره

در این تحقیق، پس از تعیـین گـروه تصـمیم‌گیرنـدگان و تعیـین معیارها و گزینه‌ها، ماتریس معیارها و ماتریس تصمیم‌گیـری گروهـی تشکیل شد. در ادامه، با استفاده از سه روش تحلیـل سلسـله مراتبـی، روش آنتروپی شانون و روش دیمتل وزن معیارها بدست آمد. سـپس، از روش کوپراس برای ارزیابی و اولویت‌بندی سناریوها اسـتفاده شـد. شکل ۲ فلوچارت مراحل مدلسازی تحقیق را نشان می‌دهد.

روش وزن‌دهی (AHP)

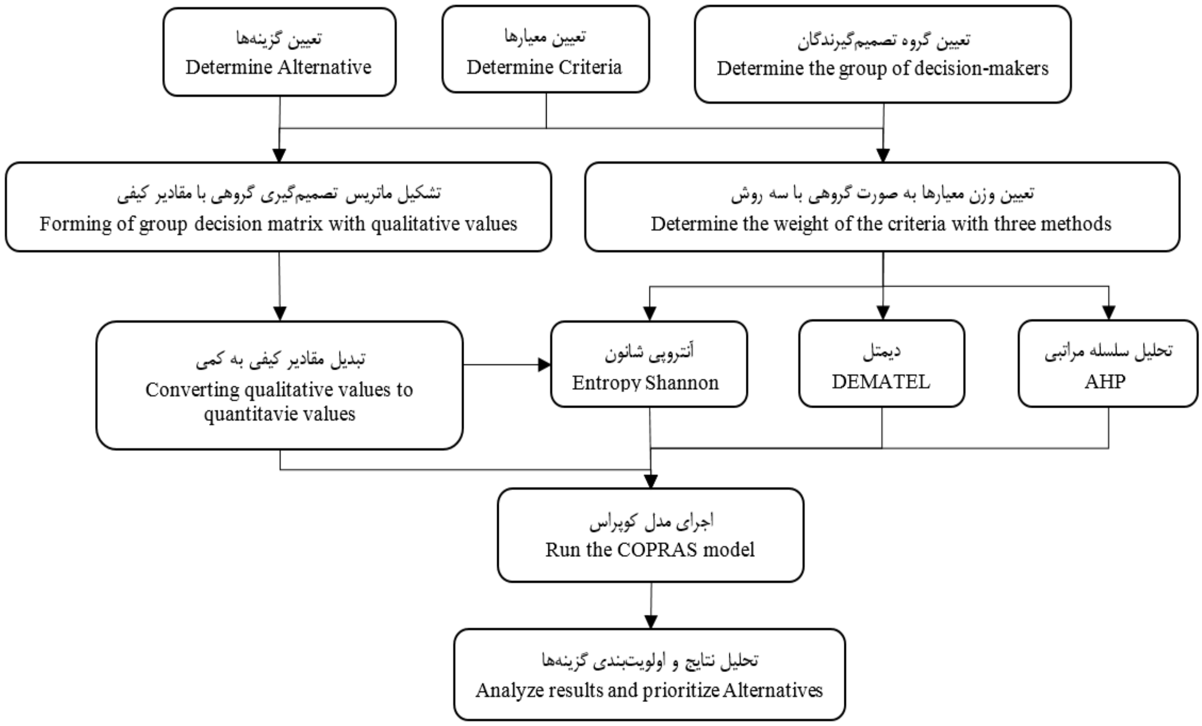
این روش توسـط محققـی بـه نـام تومـاس–ال–سـاعتی عراقـی الاصل، در سال ۱۹۸۰ میلادی ارائه شـد (۱۶). روش تحلیـل سلسـله مراتبی در زمانی که تصمیم‌گیری با چند گزینه و معیار تصـمیم‌گیـری مواجه اسـت مـی‌توانـد مـورد اسـتفاده قـرار بگیـرد. ایـن نـوع روش تصمیم‌گیری بر پایهٔ مقایسات زوجی با در نظر گرفتن کمـی و کیفـی بودن معیارهای مورد نظر است. در این تحقیق، به‌منظور بدست آوردن وزن معیارها و اولویت‌بندی آن‌ها بر اساس اهمیّت هر کدام از معیارها از این روش استفاده شده است. مراحل محاسبات برای بدسـت آوردن وزن معیارها به شکل زیر است:

مرحله ۱- در این مرحله عناصر هر سطح نسبت به سـایر عناصـر مربوط خود در سطح بـالاتر بـه صـورت زوجـی مقایسـه مـی‌شـود و ماتریس‌های مقایسه زوجی تشکیل مـی‌گـردد. تخصـیص امتیازهـای عددی مربوط به مقایسه زوجی اهمیّت دو معیار، بـر اسـاس جـدول ۱ صورت می‌گیرد.

جدول ۱- مقیاس مقایسات زوجی (Saaty, 1980)

Table 1- Scale for pairwise comparisons (Saaty, 1980)

معادل لفظی Verbal equivalent	اهمیّت مساوی Equal importance	نسبتاً با اهمیّت‌تر Moderate importance	با اهمیّت‌تر Strong importance	بسیار با اهمیّت‌تر Very strong or demonstrated Importance	مطلقاً با اهمیّت‌تر Extreme importance	مقادیر بینابین Intermediate values
درجه Degree	1	3	5	7	9	2,4,6,8



شکل ۲- فلوچارت تحقیق

Figure 2- Research Flowchart

مرحله ۲- تشکیل ماتریس مقایسه زوجی تجمیع شده از نظرات گروهی خبرگان: هر عنصر در ماتریس نهایی از میانگین هندسی عناصر ماتریس پاسخ دهندگان طبق رابطه (۱) به‌دست می‌آید.

$$l = 1,2,\ldots,k \qquad a_{ij} = \left(\prod_{l=1}^{k} a_{ijl}\right)^{\frac{1}{k}} = \sqrt[n]{1 \times 2 \times 3 \times \ldots \times n} \qquad i,j = 1,2,\ldots,n\,;\ i \neq j \qquad (1)$$

در این رابطه، k و n تعداد معیار، a_{ij} درایه‌های ماتریس مقایسه زوجی و l تعداد تصمیم گیرندگان می‌باشد.

مرحله ۳- محاسبه وزن نسبی با استفاده از روش میانگین هندسی: روش‌های مختلفی برای محاسبه وزن نسبی براساس ماتریس مقایسه زوجی وجود دارد. در این پژوهش، برای بدست آوردن وزن معیارها از بین روش‌های موجود، روش میانگین هندسی استفاده شده است. گام‌های محاسبه وزن معیارها به صورت زیر است:

- میانگین هندسی عناصر هر سطر از رابطه (۲) محاسبه می‌شود. نرمال شده بردار حاصل، بردار وزن خواهد بود.

$$a_{ij} = \left(\prod_{l=1}^{k} a_{ijl}\right)^{\frac{1}{k}} = \sqrt[n]{1 \times 2 \times 3 \times \ldots \times n} \qquad i,j = 1,2,\ldots,n\,;\ i \neq j \qquad (2)$$

در این رابطه، k و n تعداد معیار، a_{ij} درایه‌های ماتریس مقایسه زوجی می‌باشد.

- برای تعیین بردار نرمال شده (بردار وزن) از رابطه (۳) استفاده می‌شود: در این رابطه، l_n درایه‌های بردار حاصل شده از رابطه (۲) می‌باشد.

$$W_i = \frac{l_n}{\sum_{i=1}^{n} l_n} \qquad (3)$$

مرحله ۴- محاسبه نرخ ناسازگاری سلسله مراتبی: یکی از مزایای فرآیند تحلیل سلسله مراتبی کنترل سازگاری تصمیم است، نرخ ناسازگاری سلسله مراتبی با اعمال وزن عناصر سازنده سلسله مراتبی محاسبه می‌شود. به طور خلاصه نحوه تعیین نرخ ناسازگاری به شرح زیر است:

۱- تشکیل مارتیس مقایسه زوجی (A)

۲- محاسبه بردار وزن (W_i)

۳- ضرب بردار وزن در ماتریس A

۴- طبق رابطه $A \times W = \lambda . W$ برای محاسبه مقادیر ویژه (λ)، حاصل ضرب مرحله ۳ بر بردار وزن (W_i) تقسیم می‌شود.

۵- با میانگین‌گیری از مقادیر λ، بزرگترین مقدار ویژه (λ_{max}) تخمین زده می‌شود.

۶- با استفاده از رابطه (۴) شاخص ناسازگاری محاسبه می‌شود: در این رابطه n تعداد معیارها می‌باشد.

$$I.I = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \qquad (4)$$

۷- با استفاده از رابطه (۵) و یا جدول ۲ شاخص ناسازگاری تصادفی محاسبه می‌شود:

$$R.I.I = 1.98\,\frac{n-2}{n} \qquad (5)$$

جدول ۲- شاخص تصادفی R.I.I (الونسو و لاماتا، ۲۰۰۶)

Table 2- Random Index R.I.I (Alonso & Lamata, 2006)

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
RI	0	0	0.52	0.88	1.10	1.24	1.34	1.4	1.44	1.48	1.51	1.53	1.55	1.57	1.58

۸- با استفاده از رابطه (۶) نرخ ناسازگاری محاسبه می‌شود: دراین مرحله، نتیجه نرخ ناساگاری محاسبه شده اگر ۰/۱ و یا کمتر از آن باشد ماتریس تصمیم کاملاً سازگار بوده و قضاوت ها منطقی می‌باشد در غیر این صورت بایستی به کارشناسان مورد نظر مراجعه و تغییری در نظرات ایجاد گردد.

$$I.R = \frac{I.I}{R.I.I} \quad (۶)$$

روش دیمتل (DEMATEL)

روش آزمایشگاه ارزیابی و آزمون تصمیم‌گیری (DEMATEL)، برای اولین بار بین سال‌های ۱۹۷۲ تا ۱۹۷۶ توسط فونتلا و گابوس به کار برده شد (۴). به طور عمده از این روش برای شناسایی و بررسی تأثیرگذاری و تأثیرپذیری معیارها، مشخص کردن روابط علّت و معلولی و اولویت‌بندی آن‌ها استفاده می‌شود. مراحل محاسبات در این روش به شرح زیر می‌باشد:

مرحله ۱- محاسبه ماتریس میانگین: در این مرحله، از پاسخ دهنگان خواسته می‌شود تا بر طبق قضاوتشان، اثر مستقیم میان عناصر را مطابق طیف لیکرت (جدول ۳) ارزیابی کنند. هر عنصر در ماتریس نهایی از میانگین حسابی عناصر ماتریس‌های مختلف پاسخ دهندگان به‌دست می‌آید.

جدول ۳- مقیاس زبانی برای اثر معیارها (Kamalian, 2015)

Table 3- Linguistic scale for influence of criteria (Kamalian, 2015)

اصطلاح زبانی Linguistic term	بدون تأثیر No influence	تأثیر بسیار کم Very Low influence	تأثیر کم Low influence	تأثیر زیاد High influence	تأثیر بسیار زیاد Very high influence
درجه Degree	0	1	2	3	4

مرحله ۲- محاسبه ماتریس اثر مستقیم اولیه: ماتریس اثر مستقیم اولیه ($Z_{n\times n}$) از تجمیع نظرات خبرگان تشکیل می‌شود:

$$Z = \begin{bmatrix} z_{11} & \cdots & z_{1m} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ z_{n1} & \cdots & z_{nm} \end{bmatrix}$$

Z_{nm} در ماتریس اثر مستقیم اولیه، درایه ماتریس ارتباط مستقیم برای معیار n در معیار m می‌باشد.

مرحله ۳- ماتریس بی مقیاس شده حاصل از ماتریس ارتباط Z با X نامگذاری شده و از طریق رابطه (۷) محاسبه می‌گردد.

$$X = {}^{Z}/_{r} \quad r = \max\left[\sum_{j=1}^{n} Z_{ij}\right]_{1\le i\le n} \quad i,j = 1,2,\dots,n \quad (۷)$$

در این رابطه، Z_{ij} مقادیر درایه‌های ماتریس اثر مستقیم اولیه می‌باشد که i سطرها و j ستون‌ها را نشان می‌دهد.

مرحله ۴- هنگامی که ماتریس X یعنی ماتریس بی مقیاس شده ماتریس ارتباط محاسبه شد، ماتریس ارتباط کل با استفاده از رابطه (۸) محاسبه می‌شود که در آن I ماتریس همانی است.

$$T = X(I - X)^{-1} \quad (۸)$$

مرحله ۵- تحلیل نتایج اثرها و روابط: با توجه به ماتریس روابط کلی (T)، مجموع ستون‌ها (C_j) و مجموع ردیف‌ها (R_i)، محاسبه می‌شود. اگر i=j باشد، مقدار ($R_i + C_j$) میزان تأثیر و تأثر شاخص i می‌باشد. به عبارت دیگر هر چه مقدار ($R_i + C_j$) بیشتر باشد، آن شاخص تعامل بیشتری با سایر شاخص‌ها دارد و نشان‌دهنده درجه اهمیّتی است که پارامتر i در سیستم دارد. این مقدار را برتری یا تأثیر می‌نامند. بردار عمودی (R_i - C_j) قدرت تاثیرگذاری شاخص i و علّت و معلولی بودن آن را نشان می‌دهد.

مرحله ۶- تعیین مقدار آستانه (a): جهت ترسیم نمودار علّت و معلولی باید مقدار آستانه تعیین گردد. تنها روابطی که مقادیر آن‌ها در ماتریس نفوذ کامل از مقدار آستانه بزرگتر باشد در نمودار علّت و معلولی رسم می‌گردند. میانگین عناصر ماتریس نفوذ از رابطه (۹) محاسبه می‌شود:

$$a = \frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}[t_{ij}]}{N} \quad ; i,j \in \{1,\dots,n\} \quad (۹)$$

در این رابطه، N تعداد درایه های ماتریس ارتباط کل و t_{ij} مجموع

مقادیر سطر i و ستون j ماتریس ارتباط کل می‌باشد.

مرحله ۷- تشکیل ماتریس تعیین ارتباط میان معیارها: به منظور ترسیم نمودار علّی و معلولی پس از تعیین مقدار آستانه، تمامی مقادیر ماتریس T که کوچکتر از مقدار آستانه باشد صفر (یعنی آن رابطه علّی در نظر گرفته نمی‌شود) و بقیه یک قرار داده می‌شود.

مرحله ۸- تعیین وزن معیارها (W_i): پس از تعیین مقادیر ماتریس T، وزن نرمالایز شده هر کدام از معیارها از ستون (R_i+C_j) و با استفاده میانگین حسابی محاسبه می‌شود.

روش آنتروپی شانون (Entropy Shannon)

آنتروپی یک مفهوم عمده در علوم فیزیکی، علوم اجتماعی، و تئوری اطلاعات می‌باشد به طوری که نشان‌دهنده مقدار عدم اطمینان موجود از محتوای مورد انتظار اطلاعاتی از یک پیام است. به لفظ دیگر آنتروپی در تئوری اطلاعات معیاری است برای مقدار عدم اطمینان بیان شده توسط یک توزیع احتمال گسسته (P_i) به طوری که این عدم اطمینان، در صورت پخش بودن توزیع، بیشتر از موردی است که توزیع فراوانی تیزتر باشد (۶). مراحل زیر برای بدست آوردن وزن معیارها بر اساس مقادیر پراکندگی صورت می‌گیرد.

مرحله ۱- ایجاد ماتریس تصمیم‌گیری که سطرهای آن گزینه‌ها و ستون‌های آن معیارها می‌باشد. در این گام از ماتریس تصمیم‌گیری تجمیع شده از نظرات خبرگان استفاده می‌شود. مقادیر ماتریس تصمیم‌گیری R_{ij} که نسبت ارجحیت گزینه i نسبت به معیار j را نشان می‌دهد پس از تبدیل مقادیر کیفی به کمّی و محاسبه میانگین حسابی بدست می‌آید.

مرحله ۲- بی‌مقیاس سازی ماتریس تصمیم‌گیری: با استفاده از رابطه (۱۰) ماتریس تصمیم‌گیری نرمالایز شده و به صورت P_{ij} بدست می‌آید. بی‌مقیاس‌سازی به این صورت است که درایه هر ستون بر مجموع ستون تقسیم می‌شود.

$$P_{ij} = \frac{R_{ij}}{\sum_{i=1}^{m} R_{ij}} \; ; \forall i\,, j \tag{۱۰}$$

در این رابطه، i نشان دهنده سطرها و j نشان‌دهنده ستون ماتریس تصمیم‌گیری می‌باشد.

مرحله ۳- محاسبه آنتروپی هر شاخص: آنتروپی (E_j) با رابطه (۱۱) محاسبه می‌گردد که در این رابطه j نشان دهنده ستون ماتریس تصمیم‌گیری نرمالایز شده، k به عنوان مقدار ثابت و m تعداد گزینه‌ها است که از رابطه (۱۲) محاسبه می‌شود.

$$E_j = -k \sum_{i=1}^{m} [P_{ij} . Ln\, P_{ij}] ; \; \forall j, k \tag{۱۱}$$

$$k = \frac{1}{Lnm} \tag{۱۲}$$

مرحله ۴- مقدار عدم اطمینان و یا درجه انحراف d_j با استفاده از رابطه (۱۳) محاسبه می‌شود که بیان می‌کند شاخص مربوطه (d_j) چه میزان اطلاعات مفید برای تصمیم‌گیری در اختیار تصمیم‌گیرنده قرار می‌دهد. هر چه مقادیر اندازه‌گیری شده شاخصی به هم نزدیک باشد، نشان‌دهنده آن است که گزینه‌های رقیب از نظر آن شاخص تفاوت چندانی با یکدیگر ندارند.

$$d_j = 1 - E_j \; ; \; \forall j \tag{۱۳}$$

مرحله ۵- وزن (W_j) هر معیار با استفاده از رابطه (۱۴) محاسبه می‌شود:

$$w_j = \frac{d_j}{\sum_{j=1}^{n} d_j} \; ; \; \forall j \tag{۱۴}$$

روش تصمیم‌گیری کوپراس

این روش توسط زاوداسکاس و همکاران در سال ۱۹۹۴ معرفی شد (۱۷). روش COPRAS بهترین گزینه را از بین گزینه‌های دیگر تعیین می‌کند. در این روش برای ارزیابی ارزش، هر دو شاخص کمینه و بیشینه مورد استفاده قرار می‌گیرد و تأثیر شاخص‌های کمینه و بیشینه روی ارزیابی نتایج به صورت جداگانه در نظر گرفته می‌شود (۴). مراحل روش کوپراس به صورت زیر است:

مرحله ۱- تشکیل ماتریس تصمیم‌گیری تجمیع شده نظرات خبرگان: در این ماتریس گزینه‌ها و شاخص‌ها بیان می‌شود که براساس اطلاعات دریافتی از تصمیم‌گیرندگان و تخصیص امتیازهای کیفی و تبدیل آن‌ها به مقادیر کمی مربوط به مقایسه گزینه‌ها نسبت به هر کدام از معیارها، بر اساس جدول ۴ صورت می‌پذیرد. هر عنصر در ماتریس نهایی پس از تبدیل اعداد کیفی به کمی، از میانگین حسابی عناصر ماتریس‌های مختلف پاسخ دهندگان به‌دست می‌آید.

$$X = \begin{bmatrix} X_{11} & X_{12} & \cdots & X_{1m} \\ X_{21} & X_{22} & \cdots & X_{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ X_{n1} & X_{n2} & \cdots & X_{nm} \end{bmatrix} ; i = \overline{1,n} \text{ and } j = \overline{1,m}$$

در این ماتریس، X_{ij} درایه‌ی ماتریس تصمیم برای گزینه i در معیار j می‌باشد.

جدول ٤- امتیاز زبانی برای معیارها

Table 4- Linguistic rating for criteria

خیلی‌کم Very low	کم Low	متوسط Medium	زیاد High	خیلی‌زیاد Very high
1	3	5	7	9

مرحله ۲- بی مقیاس کردن ماتریس تصمیم: جهت بی مقیاس کردن ماتریس تصمیم از رابطه (۱۵) استفاده می‌گردد:

$$\overline{X}_{ij} = \frac{x_{ij}}{\sum_{j=1}^{n} x_{ij}} ; i = \overline{1,n} \text{ and } j = \overline{1,m} \tag{۱۵}$$

در این رابطه، X_{ij} مقادیر درایه های ماتریس تصمیم‌گیری گزینه i در معیار j می‌باشد.

مرحله ۳- تعیین مقادیر ماتریس بی مقیاس وزین: با استفاده از رابطه زیر، ماتریس وزن‌دار بدست می‌آید:

$$\hat{X}_{ij} = \bar{X}_{ij} . W_i; i = \overline{1, n} \text{ and } j = \overline{1, m}, \qquad (۱۶)$$

در این رابطه، W_i وزن معیارها $[W_1, W_2, \ldots, W_n]$ می‌باشد.

مرحله ۴- تعیین ارزش نهایی شاخص‌ها: برای تعیین ارزش نهایی شاخص‌ها ابتدا باید نوع منفی یا مثبت بودن معیارها مشخص گردد. منظور از معیار مثبت، معیاری است که افزایش آن باعث بهتر شدن شرایط می‌شود و معیار منفی معیاری است که کاهش آن به صرفه‌تر و در نتیجه باعث بهتر شدن شرایط می‌شود. سپس، با در نظر گرفتن نوع منفی یا مثبت بودن شاخص‌ها، ارزش نهایی هر شاخص از روابط (۱۷) و (۱۸) بدست می‌آید:

$$P_{+i} = \sum_{j=1}^{k} \hat{X}_{ij} \qquad ; i = 1,2, \ldots, m \qquad (۱۷)$$

$$R_{-i} = \sum_{j=k+1}^{m} \hat{X}_{ij} \qquad ; i = 1,2, \ldots, m \qquad (۱۸)$$

در این روابط، k تعداد معیارهای مثبت در رابطه (۱۷) و m-k تعداد معیارهای منفی در رابطه (۱۸) می‌باشند و P_i و R_i نیز با توجه به نوع مثبت و منفی بودن معیار، ارزش نهایی معیار i می‌باشد.

مرحله ۵- تعیین کمترین مقدار بدست آمده از رابطه (۱۸):

$$R_{min} = \min_i R_i; i = \overline{1, n}; \qquad (۱۹)$$

مرحله ۶- رتبه بندی نهایی گزینه‌ها: مقدار ارزش نهایی هر یک از گزینه‌ها از طریق یکی از روابط (۲۰) و (۲۱) محاسبه می‌شود:

$$Q_i = P_i + \frac{R_{min} \sum_{i=0}^{n} R_i}{R_i \sum_{i=0}^{n} \frac{R_{min}}{R_i}} \qquad (۲۰)$$

$$Q_i = P_i + \frac{\sum_{i=0}^{n} R_i}{R_i \sum_{i=0}^{n} \frac{1}{R_i}} \qquad (۲۱)$$

مرحله ۷- تعیین بیشترین مقدار بدست آمده از مرحله (۶):

$$K = \max_i Q_i; i = \overline{1, n}; \qquad (۲۲)$$

مرحله ۸- محاسبه درصد امتیاز هر گزینه و رتبه بندی آن‌ها با استفاده از رابطه (۲۳):

$$N_i = \frac{Q_i}{Q_{max}} \times 100\%. \qquad (۲۳)$$

در این رابطه، Q_i و Q_{max} به ترتیب مقدار بدست آمده و بیشترین مقدار بدست آمده از مرحله (۷) می‌باشد.

نتایج و بحث

در این مطالعه، از روش کوپراس با سه تکنیک متفاوت وزن‌دهی برای اولویت‌بندی سناریوهای انتقال آب بین حوضه‌ای به فلات مرکزی ایران استفاده شد. در این روش پس از تعیین معیارها و همچنین سناریوها، و تعیین طیف‌های موردنظر که در بخش روش‌شناسی تحقیق به آن‌ها پرداخته شد، از ۱۰ تصمیم‌گیرنده خواسته شد تا پرسشنامه‌های معیارها و همچنین ماتریس تصمیم‌گیری نهایی را با توجه به طیف‌های مورد نظر پاسخ دهند. این تصمیم گیرندگان عمدتا از وزارت نیرو، شرکت توسعه منابع آب و نیروی ایران و شرکت مدیریت منابع آب ایران بوده‌اند و معیار انتخاب ایشان بر مبنای سابقه کار، تسلط و آشنایی با این طرح و ابعاد مختلف فنی آن بوده است. در ادامه، پس از تبدیل مقادیر کیفی به کمی، ماتریس تصمیم‌گیری نهایی از تجمیع نظرات تصمیم‌گیرندگان با استفاده از میانگین حسابی طبق جدول ۵ تشکیل شد. سپس، ماتریس‌های معیارها به صورت کمی از تجمیع نظرات تصمیم-گیرندگان با استفاده از روابط هر یک از روش‌ها بدست آمد. در این مطالعه، ابتدا از ماتریس تصمیم‌گیری نهایی تجمیع شده از نظرات تصمیم‌گیرندگان (جدول ۵) برای بدست آوردن وزن معیارها در روش آنتروپی شانون استفاده شد و با استفاده روابطی که در بخش روش شناسی به آن پرداخته شد وزن معیارها محاسبه گردید. در ادامه، از ماتریس مقایسه زوجی تشکیل شده از نظرات تصمیم‌گیرندگان (جدول۶) برای روش تحلیل سلسله مراتبی و محاسبه نرخ ناسازگاری استفاده و وزن معیارها تعیین شد. روش تحلیل سلسله مراتبی نشان داد که ماتریس مقایسه زوجی تعیین شده برای بدست آوردن وزن معیارها با نرخ ناسازگاری ۰/۰۵۷ سازگار و منطقی است. در ادامه، به‌منظور تعیین وزن معیارها، بدست آوردن میزان تأثیرگذاری و تأثیرپذیری و علّت و معلولی بودن معیارها از روش دیمتل استفاده شد. در این روش ابتدا ماتریس مقایسه زوجی تصمیم‌گیرندگان طبق جدول ۷ تشکیل و در ادامه با استفاده از روابط، وزن معیارها بدست آمد.

به طور کلی جدول ۹ نتایج روش‌های وزن دهی را نشان می‌دهد. با توجه به این جدول، نتایج وزن‌دهی از روش تحلیل سلسله مراتبی نشان داد که معیار ریسک‌های فنی و صعوبت اجراء با بیشترین وزن دارای اهمیّت بیشتر نسبت به سایر معیارها و معیار مشکلات زیست‌محیطی با کمترین وزن، کم اهمیّت ترین معیار است. در ادامه وزن‌دهی با روش دیمتل انجام شد و نتایج اثرها و روابط در قالب جدول ۸ بدست آمد.

جدول ۵- ماتریس تصمیم‌گیری نهایی

Table 5– Pairwise comparison matrix for AHP Method

نوع معیار Criteria type	(-)	(-)	(-)	(-)
	C_1	C_2	C_3	C_4
A_1	6.1429	5.2857	4.7143	33691
A_2	8.4286	6.4286	7.8571	42553
A_3	4.4286	4.7143	4.7143	41808
A_4	5.5714	6.7143	4.4286	33968
A_5	7.8571	5.5714	5.8571	38713
A_6	3.2857	3.2857	4.7143	38730
A_7	3.5714	3.5714	3.5714	33571
A_8	2.4286	3.2857	3.2857	43385

جدول ٦- ماتریس مقایسه زوجی برای روشAHP

Table 6- Pairwise comparison matrix for DEMATEL Method

معیار Criterion	C_1	C_2	C_3	C_4
C_1	1	3.620	5.924	2.904
C_2	0.276	1	4.272	0.530
C_3	0.169	0.234	1	0.370
C_4	0.344	1.886	2.704	1

جدول ۷- ماتریس مقایسه زوجی برای روش DEMATEL

Table 7- The Final decision making matrix

معیار Criterion	C1	C2	C3	C4
C1	0	0.286	1.143	3.143
C2	1.857	0	1.429	1.714
C3	1.571	1.286	0	1.429
C4	0.714	0.714	1.000	0

جدول ۸- ماتریس اثرها و روابط

Table 8- Matrix of Influences and Relationships

معیار Criterion	C_j	R_i	(R_i+C_j)	رتبه RANK	(R_i-C_j)	رتبه RANK	W_i	رتبه RANK
C_1	3.415	3.290	6.706	2	0.125	3	0.250	2
C_2	4.091	2.138	6.228	4	1.953	1	0.232	4
C_3	3.635	3.064	6.699	3	0.571	2	0.249	3
C_4	2.285	4.934	7.219	1	-2.649	4	0.269	1

نتایج در این روش با در نظر گرفتن نمودار علّت و معلولی و نیز مقادیر تأثیرگذاری و تأثیرپذیری معیارها، نشان داد که معیار ریسک‌های فنی و صعوبت اجراء (C_1)، با توجه به تعامل متوسط به بالا با سایر معیارها و همچنین اثرگذاری و اثرپذیری متوسط رتبه دوم را دارد و یک معیار علّت است، معیار مشکلات سیاسی و اجتماعی (C_2)، به دلیل تعامل حداقل با سایر عوامل در رتبه چهارم قرار دارد و به دلیل اثرگذاری بیشتر بر روی عوامل دیگر یک معیار علّت محسوب می‌شود، همچنین معیار مشکلات زیست محیطی (C_3)، به دلیل تعامل متوسط، در رتبه سوم قرار می‌گیرد و بدلیل اثرگذاری و اثرپذیری بیشتر یک معیار علّت می‌باشد و درآخر نیز معیار قیمت تمام شده هر متر مکعب آب (C_4)، با در نظر گرفتن تعامل بیشتر و اثرپذیری بیشتر از سایر عوامل، در رتبه نخست است و یک معیار معلول محسوب می‌گردد. در ادامه وزن معیارها از روش آنتروپی شانون نیز محاسبه شد. نتایج این روش نشان داد که معیار قیمت تمام شده هر متر مکعب آب (C_4) با داشتن کمترین مقدار وزن (W_j) و بیشترین مقدار E_j دارای اثرگذاری یکسان برای کلیه گزینه‌ها و کم

اهمیّت ترین معیار برای تعیین سناریوها می‌باشد و معیار ریسک‌های فنی و صعوبت اجراء (C_1)، با داشتن بیشترین مقدار وزن و کمترین مقدار E_j اثرگذارترین و با اهمیّت‌ترین معیار می‌باشد. به طور کلی نتایج بدست آمده از روش‌های وزن‌دهی نشان می‌دهد که رتبه‌بندی معیارها با تغییر در روش وزن‌دهی تغییر پیدا می‌کند که این نتیجه به ساختار و اصول روش‌ها برمی‌گردد که هرکدام براساس اهمیّت، تأثیرگذاری و تأثیرپذیری و همچنین براساس وضعیت سناریوها از لحاظ هر کدام از معیارها تعیین می‌شوند.

در ادامه این تحقیق، به منظور انتخاب گزینه برتر از بین سناریوهای مورد نظر از روش کوپراس استفاده شد. در این روش بنا به‌دلیل وجود ۳ روش برای وزن‌دهی، ۳ نوع ماتریس تصمیم‌گیری برای رتبه‌بندی نهایی ایجاد گردید. جدول ۱۰ نتایج نهایی رتبه‌بندی گزینه‌ها را به تفکیک با هر یک از روش‌های وزن‌دهی نشان می‌دهد.

جدول ۹- رتبه‌بندی نهایی معیارها
Table 9- Final ranking of criteria

معیار Criteria	وزن تحلیل سلسله مراتبی AHP weight	رتبه Rank	وزن دیمتل Dematel weights	رتبه Rank	وزن آنتروپی شانون Entropy Shannon weights	رتبه Rank
C_1	0.541	1	0.250	2	0.5030	1
C_2	0.171	3	0.232	4	0.2330	2
C_3	0.067	4	0.249	3	0.2305	3
C_4	0.221	2	0.269	1	0.0334	4

جدول ۱۰- رتبه‌بندی نهایی گزینه‌ها
Table 10- Final Ranking of alternatives

سناریو Scenario	Entropy-COPRAS (N_i%)	رتبه Rank	AHP-COPRAS (N_i%)	رتبه Rank	Dematel-COPRAS (N_i%)	رتبه Rank
A_1	53.2565	5	61.2884	6	72.8180	5
A_2	38.2379	8	45.6292	8	52.8571	8
A_3	64.1004	4	71.2182	4	76.7488	4
A_4	53.2468	6	61.9298	5	70.8633	6
A_5	43.7898	7	50.4528	7	61.4535	7
A_6	80.0236	3	89.0615	3	90.1728	3
A_7	81.9398	2	89.7575	2	98.1477	2
A_8	100.0000	1	100.0000	1	100.0000	1

با توجه به نتایج روش کوپراس با وزن‌های بدست آمده از سه روش متفاوت، سناریوی ششم با عنوان انتقال‌آب از حوضه‌ی بهشت‌آباد از طریق پمپاژ و تونل کوتاه از دبی پایه بهشت‌آباد برای استان‌های اصفهان و یزد و از حوضه‌ی خرسان-سد خرسان ۳ برای استان کرمان، رتبه سوم را با هر سه روش وزن‌دهی آنتروپی، تحلیل سلسله مراتبی و دیمتل با درصدهای به ترتیب ۸۰/۰۲، ۸۹/۰۶، ۹۰/۱۷ کسب کرد و سناریوی هفتم با عنوان انتقال آب از حوضه‌ی گوکان-سد گوکان به استان اصفهان و از حوضه‌ی خرسان-سد خرسان ۳ برای یزد و کرمان، رتبه دوم را با هر سه روش وزن‌دهی با درصدهای به‌ترتیب ۸۱/۹۳۹، ۸۹/۷۵۷، ۹۸/۱۴۷ بدست آورد و سناریوی هشتم با عنوان سناریوی انتقال آب از حوضه‌ی بهشت‌آباد از طریق پمپاژ و تونل کوتاه از دبی پایه بهشت‌آباد برای استان اصفهان و از حوضه‌ی خرسان-سد خرسان ۳ برای استان‌های یزد و کرمان، سناریوی برتر و مناسب‌ترین گزینه برای انتقال آب به فلات مرکزی ایران شناخته شد. اما همان طور که در نتایج رتبه‌بندی مشاهده می‌شود به جز سناریوهای پنج تا هشتم و سناریوی دوم باقی رتبه‌های سناریوها با توجه به وزن‌های متفاوت از روش های مختلف تغییر پیدا می‌کنند که این نیز به دلیل تغییر در مقادیر وزنی بدست آمده از سه روش متفاوت و همچنین ساختار هر کدام از روش‌ها می‌باشد که در تحلیل نتایج معیارها به آن پرداخته شد.

نتیجه‌گیری

حوضه‌ی فلات مرکزی ایران که از لحاظ مساحت بزرگترین حوضه‌ی آبریز کشور محسوب می‌شود، در طی چند دهه اخیر با توجه به افزایش و پراکندگی جمعیت و توسعه فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی با مشکل جدی کمبود آب شرب مواجه شده است. در صورتی که روش های مؤثرتر بویژه مدیریت تقاضا و بارچرخانی پساب در حوضه‌های مقصد امکان تأمین کمبودها را میسر نسازد، یکی از راه‌کارهای نهایی برای مقابله با این کمبود انتقال آب بین‌حوضه‌ای می‌باشد. با توجه به پیچیده بودن این طرح‌ها از نظر مسائل اقتصادی، فنی، اجتماعی، زیست‌محیطی و قانونی اجرای این طرح‌ها با مشکلات

بیشتری مواجه بوده و تصمیم‌گیری در مورد آن‌ها به مراتب سخت‌تر است. در این مطالعه، برای انتقال آب بین‌حوضه‌ای به فلات مرکزی ایران و تامین کمبود ۵۸۰ میلیون متر مکعب آب شرب استان‌های اصفهان، یزد و کرمان، هشت سناریو با در نظر گرفتن چهار معیار ریسک‌های فنی و صعوبت اجراء، مشکلات سیاسی و اجتماعی، مشکلات زیست محیطی و قیمت تمام شده هر متر مکعب آب انتخاب شد. در ادامه، از سه روش آنتروپی شانون، تحلیل سلسله مراتبی و دیمتل برای وزن‌دهی و از روش کوپراس برای اولویت‌بندی سناریوها استفاده شد. نتایج کلی به دست آمده از مدل کوپراس با سه روش متفاوت وزن‌دهی نشان داد که سناریوی هشتم با عنوان سناریوی انتقال آب از حوضه‌ی بهشت‌آباد از طریق پمپاژ و تونل کوتاه از دبی پایه بهشت‌آباد برای استان اصفهان و از حوضه‌ی خرسان-سد خرسان ۳ برای استان‌های یزد و کرمان، رتبه نخست و به عنوان سناریوی برتر و مناسب‌ترین گزینه برای انتقال آب به فلات مرکزی ایران است. با توجه به کارایی این روش در رتبه‌بندی و ارزیابی کامل گزینه‌ها و نشان دادن آن بر اساس درصد، می‌توان از این روش در تصمیم‌گیری‌های پیچیده منابع‌آب که اغلب با تضاد معیارها و کمی و کیفی بودن آن‌ها مواجه است و حل کردن آن‌ها را مشکل می‌سازد، استفاده کرد. قطعا انتقال آب بین حوضه ای پیشنهاد محققین این تحقیق نیست لیکن نشان داده شد که در صورت نیاز به این راهکار استفاده از رویکردهای تصمیم‌گیری چند شاخصه جدید می‌تواند به انتخاب مؤثرتر طرح با لحاظ معیارهای مختلف توسعه پایدار کمک نماید. پیشنهاد می‌شود در تحقیقات آتی، نتایج حاصله از این تحقیق با دیگر روش‌های مرسوم و جدید تصمیم‌گیری چند معیاره مقایسه شود و همچنین جهت تعیین معیارها و استراتژی‌های مؤثر انتقال آب از روش‌های معتبری مانند روش آنالیز SWOT[1] استفاده شود. لازم به ذکر است که با هدف تحلیل عدم قطعیت در ارزیابی‌های کیفی صورت گرفته توسط تصمیم‌گیرندگان، محققین پژوهش حاضر در حال توسعه مدل با قابلیت در نظر گرفتن مقادیر معیارها به صورت فازی و بازه‌ای نیز می‌باشند.

منابع

1- Alonso J., and Lamata M.T. 2006. Consistency in the Analytic Hierarchy Process: a New Approach. International Journal of Uncertainty, Fuzziness and Knowledge-Based Systems 14: 445-459.

2- Abed-Elmdoust A., and Kerachian R. 2013. Potential for cooperation in inter basin transfers of water: Economic and political perspectives. 6th International Perspective on Water Resources and the Environment (IPWE), Izmir-Turkey.

3- Azarnivand A., Hashemi-Madani FS., and Banihabib ME. 2015. Extended fuzzy analytic hierarchy process approach in water and environmental management (case study: Lake Urmia Basin, Iran). Environmental Earth Sciences 73(1): 13-26.

4- Ataei M. 2016. Multi-criteria Decision Making. Shahrood University of Technology Press, 342 pp.

5- Alinezhad A., Khalili J. 2017. Multiple Attribute Decisions Making. Amirkabir Industrial University Jihad Press. 80 pp.

6- Asgharpour M.J. 2018. Multiple Criteria Decisions Making. University of Tehran Press.

7- Cox WE. 1999. Determining when interbasin water transfer is justified: criteria for evaluation. Proceedings, International Workshop on Interbasin Water Transfer, UNESCO, Paris, pp. 173-178.

8- Calizaya A., Meixner O., Bengtsson L., and Berndtsson R. 2010. Multi-criteria decision analysis (MCDA) for integrated water resources management (IWRM) in the Lake Poopo Basin, Bolivia. Water Resources Management 24(10): 2267-89.

9- Fazlollahi H., Fattahi R., and Ebrahimi K. 2017. The Impact of Inter basin Water Transfer on the Economic Value of Water. Second National Conference on Hydrology of Iran. (In Persian)

10- Kefayati M., Saghafian B., Ahmadi A., and Babazadeh H. 2018. Empirical evaluation of river basin sustainability affected by inter-basin water transfer using composite indicators. Water and Environment Journal 32(1): 104-11.

11- Kamalian A. 2015. Identify and Ranking Key Indicators Performance of Green Supply Chain Using Combinational Method DEMATEL and ANP With Fuzzy Approach (The Case Food Industry in Iran). International Journal of Business and Development Studies Pp 116-136.

12- Mohammadi F., Fatahi R., Samadi Boroujeni H., and Javadi M. 2012. Assessment of the sensitivity of environmental and social criteria in the ranking of suggested alternatives for the Beheshtabad inter-basin Water Transfer Project using the AHP method. National Conference on Inter-basin Water Transfer (Challenges and Opportunities). (In Persian)

1- Strengths, Weaknesses, Opportunities and Threats

13- Razavi Toosi S., Samani J.M.V., and Koorehpazan Dezfuli A. 2007. Ranking Inter-basin Water Resources Projects Using Fuzzy Multiple Attribute Group Decision Making Method. Iran Water Resources Research 3(2): 1-9. (In Persian with English abstract)
14- Roozbahani A., Zahraie B., and Tabesh M. 2012. PROMETHEE with precedence order in the criteria (PPOC) as a new group decision making aid: an application in urban water supply management. Water Resources Management 26(12): 3581-99.
15- Raoofi y., Shorian M., and Attari C. 2014. Designing the Dimensions of Interconnecting Water Transfer System in terms of Decision-making Indicators in Origin and Destination Basins. Iran Water Resources Research 11(1): 60-49. (In Persian with English abstract)
16- Saaty T.L. 1980. The Analytic Hierarchy Process. New York: McGraw-Hill.
17- Zavadskas EK., Kaklauskas A., and Sarka V. 1994. The new method of multicriteria complex proportional assessment of projects. Technological and Economic Development of Economy 1(3): 131-9.
18- Zarghami M., Szidarovszky F., and Ardakanian R. 2009. Multi-attribute decision making on inter-basin water transfer projects. Scientia Iranica. Transaction E, Industrial Engineering 16(1): 73-80.
19- Zhu JW., Zhou LN., Zhai Z., and Wang C. 2016. Financing Model Decision of Inter-basin Water Transfer Projects. Frontiers of Engineering Management 4:013.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 317-332

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۳۲-۳۱۷

Evaluation of Inter-basin Water Transfer Project Scenarios to Central Plateau of Iran Employing COPRAS Multi-criteria Decision Making Method

H. Ghased[1]- A. Roozbahani[2*]- M. Hashemy Shahedany[3]
Received: 08-07-2019
Accepted: 09-02-2020

Introduction: Inter-basin water transfer projects include essential, various, complex parameters where mostly have a qualitative inherent. Making an appropriate decision on these projects have not been convenient due to diverse impacts and effectiveness of the parameters as well as irregular and qualitative intrinsic of the criteria. The main objective of this study is the evaluating and prioritizing of the practical inter-basin water transfer scenarios to Central Plateau of Iran employing three approaches of the analytic hierarchy process (AHP), DEMATEL and Shannon Entropy, and proposing this approach for decision making in water resources.

Materials and Methods: In this study to supply municipal water consumption deficit of 580 Million cubic meters for three provinces of Esfahan, Yazd, and Kerman, eight practical inter-basin water transfer scenarios were selected. The scenarios transfer water from the great Karun watersheds, including Behesht-Abad, Bazoft, Khersan, and Gukan basins, to the mentioned provinces located in the Central Plateau of Iran. Four criteria, considering the proposed UNESCO criteria for the qualitative and quantitative evaluation of these projects, were assigned including technical risks and performance difficulty (C1); political and social obstacles (C2); environmental difficulties (C3); and prime cost of a cubic meter of water (C4). Upon employing three approaches of the AHP, Shannon Entropy, and DEMATEL, the criteria weights for decision making were determined. Finally, the selected eight scenarios of the study were prioritized, considering the positive and negative measures within the multi-criteria decision making, by using the COPRAS technique.

Results and Discussion: Regarding the results of the AHP method, criteria with the highest and the lowest importance were obtained as the technical risks and performance difficulty and the environmental challenges respectively. In the following, results of the DEMATEL method, considering cause and effect graphs, as well as the impact and influence of the criteria, revealed that criteria of C1, C2, and C3, got the second, fourth, and the third ranks respectively, while the C4 criterion was placed in the first rank. Also, the results showed that the former criteria, C1 to C3, were considered as cause criteria, and the latter one, C4, was an effect criterion. In the following, the weight of the criteria was computed using the Shannon Entropy method. Accordingly, the C4 criterion, including the lowest weight (W_j) and the highest E_j value, had a common impact on the scenarios. While, the C1, with the highest weight and the lowest E_j value, was selected as the most influential and essential criterion. Then, the COPRAS technique was employed to find out the best scenario. The obtained results revealed that the 8th scenario was selected as the best scenario and the most suitable one was based on the assigned criteria. Moreover, the results showed that, except the scenarios 5 to 8 and the second one, other scenarios had various weights by using the different weighting method.

Conclusion: In this study, eight inter-basin water transfer scenarios were evaluated upon four criteria, including technical risks and performance difficulty; political and social obstacles; environmental challenges; and prime cost of a cubic meter of water. In the following, weights of the mentioned criteria were determined to employ three approaches of the AHP, Shannon Entropy, and DEMATEL, and COPRAS technique was used to prioritizing of the criteria. The obtained results revealed that 8th scenario, including water transfer from the base flow of the Behesht-Abad basin to Esfahan province, through the pumping and short water conveyance tunnel, and from the Kheran-Kersan Dam 3 to Yazd and Kerman provinces was selected as the best scenario for water transfer to central plateau of Iran. Application of the approach is recommended in complex decision making in water resources management, mostly incorporated with conflicts and inhomogeneous qualitative and quantitative

1, 2 and 3- M.Sc. Graduate in Water Resources Engineering and Associate Professors, Department of Irrigation Engineering, Aburaihan Campus, University of Tehran, respectively.
(*- Corresponding Author Email: roozbahany@ut.ac.ir)
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.81708

criteria, due to practical utilization of this method in the evaluation and prioritizing of scenarios. It is worth noting that the proposed method was conducted in forms of fuzzy and crisp configurations.

Keywords: Inter-basin water transfer, Multi criteria decision making, COPRAS technique, Central plateau of Iran

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 333-347

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۴۷-۳۳۳

مقاله علمی-پژوهشی

برآورد فراوانی توأم بیشینه دبی لحظه‌ای–بار معلق رسوب حوضه آبریز زرینه‌رود با استفاده از تحلیل دوبعدی

محمد ناظری تهرودی[۱]- یوسف رمضانی[۲]*- کارلو دی میکله[۳]- رسول میرعباسی نجف آبادی[۴]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۵/۰۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۱

چکیده

پدیده‌های فرسایش، انتقال رسوب و برآورد بار رسوب در رودخانه‌ها با توجه به خسارات ناشی از آن یکی از مهم‌ترین و پیچیده‌ترین موضوعات مهندسی رودخانه است. مدل‌سازی و تحلیل دقیق این پارامتر با توجه به میزان اهمیت آن در تعیین عمر مفید سازه‌های آبی و شبکه‌های آبیاری و زهکشی می‌تواند بسیار مفید واقع شود. در این مطالعه تحلیل فراوانی بار معلق رسوب لحظه‌ای حوضه آبریز زرینه‌رود واقع در جنوب شرقی دریاچه ارومیه با در نظر گرفتن بیشینه دبی لحظه‌ای در محل ایستگاه هیدرومتری چالخماز در دوره آماری ۹۵-۱۳۷۱ با استفاده از توابع مفصل مورد بررسی قرار گرفت. به این منظور در ابتدا همبستگی داده‌های مذکور با استفاده از آماره همبستگی کندال تائو مورد بررسی قرار گرفته و همبستگی ۰/۷۵ بین داده‌ها محاسبه شد. با برازش ۶۵ تابع توزیع مختلف به سری‌های یاد شده، توزیع ویبول برای مقادیر بار معلق رسوب و توزیع پاریتو تعمیم‌یافته برای مقادیر بیشینه دبی لحظه‌ای بر اساس معیارهای ارزیابی به‌عنوان توزیع‌های حاشیه‌ای مناسب انتخاب شد. نتایج بررسی دقت و کارایی توابع مفصل در مقایسه با مفصل تجربی با استفاده از آماره‌های جذر میانگین مربعات خطا، نش–ساتکلیف، بایاس و آکائیکه مورد بررسی قرار گرفته و مفصل گالامبوس از بین مفصل‌های کاندید، به‌عنوان مفصل برتر انتخاب شد. دوره بازگشت شرطی و توأم بار معلق رسوب مبتنی بر مفصل با احتمالات ۱۰ تا ۹۰ درصد ارائه شد. با مقایسه تحلیل دومتغیره و دوره بازگشت آن با حالت تک متغیره، نتایج نشان داد که برآورد بار معلق رسوب مبتنی بر مفصل به مقادیر بار معلق رسوب ایستگاه چالخماز نزدیک‌تر بوده و دقت بالاتری دارد. هم‌چنین نتایج نشان داد که در حالت تک متغیره، برآورد بار معلق رسوب در ایستگاه چالخماز کمتر از مقدار واقعی آن در دوره بازگشت دوساله است. با توجه به نتایج حاصله می‌توان از منحنی‌های دوره بازگشت تولید شده به‌عنوان منحنی‌های تیپ برای مدیریت و تخصیص منابع آب در حوضه استفاده کرد.

واژه‌های کلیدی: تابع مفصل، توزیع حاشیه‌ای، چالخماز، دریاچه ارومیه، گالامبوس

مقدمه

پدیده‌های فرسایش، انتقال رسوب و برآورد بار رسوب در رودخانه‌ها با توجه به خسارات ناشی از آن یکی از مهم‌ترین و پیچیده‌ترین موضوعات مهندسی رودخانه است. مدل‌سازی و پیش‌بینی دقیق این پارامتر با توجه به میزان اهمیت آن در تعیین عمر مفید سازه‌های آبی و شبکه‌های آبیاری و زهکشی می‌تواند بسیار مفید واقع شود. از طرفی جریان رودخانه‌ها یکی از مؤلفه‌های اصلی منابع آب محسوب می‌شود که میزان رسوبات قابل حمل را تحت تأثیر قرار می‌دهد. نیاز روزافزون جوامع شهری و روستایی به منابع محدود آب از یک طرف و مسائل مربوط به تغییرات اقلیمی و نزولات جوی در چند سال اخیر، توجه و عنایت بیشتر به نگرش پیرامون جریان‌های سطحی را بیش از پیش نمایان می‌سازد. کاهش جریان رودخانه‌ها با عوامل متعددی از جمله عوامل طبیعی و انسانی می‌تواند در ارتباط باشد. این روند کاهشی می‌تواند تهدید بزرگی برای کره زمین باشد. هم‌چنین با توجه به ازدیاد بارش‌های حدی در طی سال‌های اخیر، تعداد سیلاب‌های موجود نیز افزایش یافته است و به تبع آن بار رسوبات قابل حمل نیز افزایش داشته است. یکی از عوامل طبیعی مؤثر بر دبی جریان رودخانه‌ها، نزولات جوی است که امروزه روند کاهشی را به خصوص در شمال غرب ایران و نواحی دریاچه ارومیه در پیش گرفته

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی دکتری منابع آب و دانشیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بیرجند
(*- نویسنده مسئول: Email: y.ramezani@birjand.ac.ir)
۳- استاد گروه هیدرولوژی، دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه پلی تکنیک میلان، ایتالیا
۴- دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.81812

است (۱۶ و ۳۲). جهت کاهش خسارات ناشی از سیل و رسوبات و همچنین امکان طراحی بهینه سازه‌های آبی، تحلیل فراوانی و برآورد دوره بازگشت پارامترهایی نظیر بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب ضروری است. در رابطه با برآورد دوره بازگشت و تحلیل فراوانی و هم‌چنین مدل‌سازی پارامترهایی نظیر بیشینه دبی جریان و بار معلق رسوب، روش‌های مختلفی بسته به شرایط و داده‌های موجود به کار گرفته شده است که البته هر کدام نقاط قوت و ضعف مربوط به خود را داشته و لذا تحقیق و بررسی در این خصوص همچنان ادامه دارد. ذکر این نکته نیز ضروری است که هیچ توزیع احتمالاتی نمی‌تواند دقیقاً با داده‌های ثبت شده مطابقت داشته باشد و فقط یکی از توابع توزیع در مقایسه با سایر توزیع‌ها می‌تواند به‌عنوان توزیع با بهترین برازش انتخاب گردد (۳۰).

جدیدترین روش ارائه شده برای تحلیل چند متغیره پدیده‌های هیدرولوژیک، اولین بار توسط اسکلار معرفی و به نام تابع مفصل شناخته می‌شود (۳۱). توابع مفصل، محدودیت‌های توابع توزیع دومتغیره را نداشته و می‌تواند با پیوند دادن توابع توزیع حاشیه‌ای تک متغیره متفاوت، توابع توزیع چند متغیره را ایجاد و با استفاده از آن‌ها ساختارهای وابستگی را به شکل دقیق‌تری توصیف نمایند (۲۸). در دهه‌های اخیر، مفصل‌ها به‌عنوان یک ابزار کارآمد برای کمی کردن ساختار وابستگی بین کمیت‌های همبسته معرفی شده‌اند. انعطاف‌پذیری ارائه شده توسط مفصل‌ها برای ایجاد توزیع‌های توأم در مطالعات زیادی به اثبات رسیده است. توابع مفصل در مطالعات هیدرولوژی اولین بار به‌وسیله دی میکله و سالوادوری (۱۲) برای تحلیل فراوانی باران به‌کار برده شدند. در ایران نیز از توابع مفصل در زمینه‌های مختلفی همچون تحلیل خشک‌سالی (۲۰، ۱۹ و ۲) مدل‌سازی دما و بارش (۲۹) و تحلیل فراوانی سیلاب (۲۵ و ۲۷) استفاده شده است. در مطالعات جدیدتر کاویان‌پور و همکاران (۱۵) با استفاده از تابع مفصل به بررسی خصوصیات خشک‌سالی در شهرهایی از ایران در دوره آماری ۲۰۱۲-۱۹۸۲ پرداختند. نتایج نشان داد که استفاده از تابع مفصل در بررسی و تحلیل خشک‌سالی دقیق‌تر از شاخص SPI است و بدیهی است که حالت‌های شدید را بهتر نشان می‌دهد. آیانتوبو و همکاران (۵) فراوانی چند متغیره خصوصیات خشک‌سالی شامل مدت دوام خشک‌سالی، شدت، پیک و فاصله زمانی را با استفاده از توابع مفصل خانواده ارشمیدسی در کشور چین در دوره آماری ۲۰۱۳-۱۹۶۱ مورد بررسی قرار دادند. این مطالعه نشان داد که یک رویکرد مفصل چهارگانه، یک ابزار حیاتی برای تفسیر احتمالاتی از داده‌های هیدرولوژیکی و هواشناسی در منطقه چین است. نئوین‌هی و همکاران (۲۴) به بررسی وابستگی خطر خشک‌سالی و استراتژی‌های انطباق با آن را با استفاده از توابع مفصل در استرالیا مورد بررسی قرار دادند. در این مطالعه از مفصل C-Vine جهت تحلیل داده‌های بارش روزانه استفاده شد. نتایج هم‌چنین نشان داد که رویدادهای خشک‌سالی در فصول مختلف ممکن است کاملاً در هم آمیخته نشوند. نتایج این تحقیق می‌تواند به‌عنوان یک ابزار کارآمد برای کاهش خطر کشاورزی عمل کند، اما هم‌زمان می‌تواند اطلاعات فوق‌العاده مفیدی را برای قیمت مناسب محصولات مبتنی بر شاخص‌های بیمه فراهم کند. وظیفه‌خواه و همکاران (۳۳) تحلیل دومتغیره ریسک خشک‌سالی با استفاده از شاخص ناپارامتری چند متغیره استاندارد شده خشک‌سالی[1] و توابع مفصل را مورد بررسی قرار دادند. در این مطالعه آن‌ها به بررسی دوره بازگشت دومتغیره NMSDI با استفاده از دو ویژگی‌های خشک‌سالی معمولی (مدت زمان و شدت) در ۱۰ ایستگاه در حوضه بسته کونیا[2] در ترکیه پرداختند. انواع مختلف مفصل‌ها در مدل‌سازی وابستگی مشترک بین مدت و شدت خشک‌سالی در هر ایستگاه مورد توجه قرار گرفت. تجزیه و تحلیل دوره دومتغیره نشان داد که در مناطق جنوب شرقی و جنوب غربی حوضه مورد بررسی برای سری NMSDI ۳ ماهه خطر بالایی وجود دارد در حالی که در شمال و شمال غربی در معرض خطر سری NMSDI ۶ ماهه قرار دارد. ناظری تهرودی و همکاران (۲۲) جهت پیش‌بینی و برآورد متوسط بار رسوب سالانه در رودخانه سیستان از مدل‌های چندمتغیره و تلفیقی سری زمانی استفاده کردند. نتایج پیش‌بینی بار رسوب سالانه در رودخانه سیستان نشان از کاهش بار رسوب در سال‌های منتهی به ۱۴۰۰ بود. احمدی و همکاران (۴) نیز جهت تحلیل چند متغیره جریان‌های کمینه حوضه آبریز دز از توابع مفصل استفاده کردند. بر اساس نتایج به دست آمده از تحلیل توأم سری‌های سیلاب دو سرشاخه متصل به هم مشخص شد که دو رودخانه سپید دشت سزار و سپید دشت زاز هر ۷۰ سال یک‌بار به‌صورت هم‌زمان می‌تواند در معرض سیلاب شدید قرار گیرند.

با وجود اینکه استفاده از توزیع‌های تک متغیره در تحلیل فراوانی‌های پارامترهای مختلف و تعیین معیار طراحی پروژه‌های عمرانی به‌صورت یک شیوه استاندارد در آمده است، در بسیاری از موارد به علت ماهیت چندمتغیره رویدادهای مذکور، توزیع‌های تک متغیر قادر به توصیف مناسب آن‌ها نمی‌باشند. بررسی‌ها نشان می‌دهد کاربرد توزیع‌های مفصل با وجود مناسب‌تر بودن در این مسائل، کمتر دنبال شده است. هدف از مطالعه حاضر، تحلیل فراوانی دومتغیره، بررسی رفتار توأم و دوره بازگشت شرطی بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب متناظر آن در محل ایستگاه هیدرومتری چالخماز واقع در جنوب غربی حوضه دریاچه ارومیه در دوره آماری ۹۵-۱۳۷۱ است.

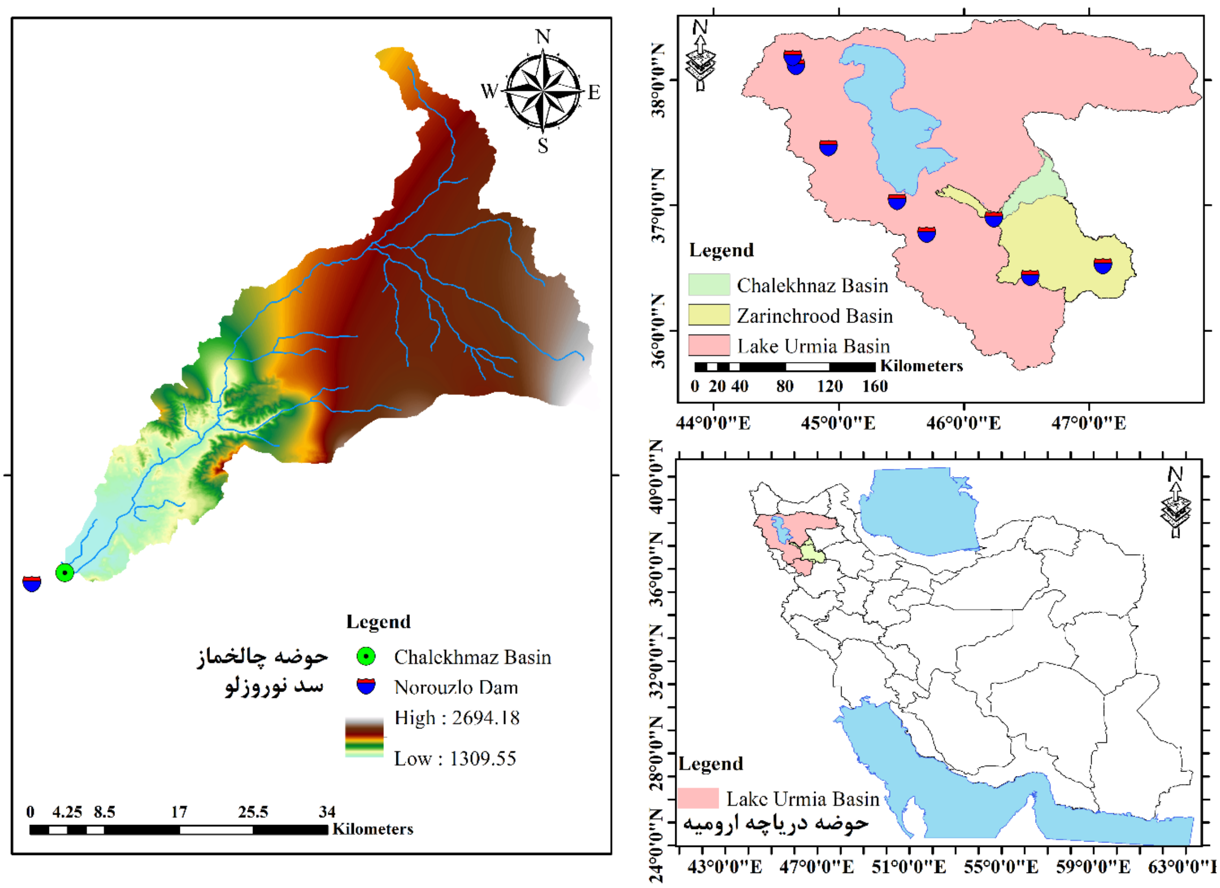
1- Nonparametric Multivariate Standardized Drought Index
2- Konya

مواد و روش‌ها

رودخانه زرینه‌رود در استان آذربایجان غربی در شمال غرب ایران و جنوب حوضه غربی دریاچه ارومیه قرار دارد. طول رودخانه زرینه‌رود تا محل ایستگاه چالخماز ۱۰۴ کیلومتر و مساحت حوضه آبریز آن در محل ایستگاه ۹۸۳ کیلومتر مربع و دبی متوسط رودخانه در این ایستگاه حدود ۰/۸۲ متر مکعب در ثانیه می‌باشد. در این مطالعه از داده‌های دبی سالانه (m^3/s) و بار معلق رسوب (تن در روز) در حوضه آبریز زرینه‌رود و در محل ایستگاه هیدرومتری چالخماز در دوره آماری ۹۵-۱۳۷۱ استفاده شد. مجموع بارش سالانه این ایستگاه نیز حدود ۳۱۰ میلی‌متر می‌باشد. شکل ۱ موقعیت ایستگاه هیدرومتری چالخماز و جدول ۱ خصوصیات آماری پارامترهای مورد بررسی در حوضه دریاچه ارومیه را نشان می‌دهد.

انتخاب توزیع‌های حاشیه‌ای

در روش متداول برآورد دوره بازگشت مقادیر حدی، توزیع‌های آماری مختلف بر سری داده‌های مورد بررسی برازش داده می‌شود. پس از برازش توزیع‌های آماری بر روی سری داده‌ها، می‌بایست نکویی برازش هر توزیع توسط یکی از آزمون‌های مناسب از جمله آزمون کلموگروف– اسمیرنف مورد بررسی قرار گیرد.



شکل ۱- موقعیت ایستگاه هیدرومتری چالخماز در سطح حوضه دریاچه ارومیه

Figure 1- The location of Chalekhmaz hydrometric stations in Lake Urmia basin

جدول ۱- خصوصیات آماری داده‌های مورد استفاده

Table 1- Statistical properties of used data

پارامتر Parameter	کمینه Min	بیشینه Max	میانگین Mean	انحراف معیار STD	ضریب تغییرات CV	چولگی Skewness
بیشینه دبی لحظه‌ای (متر مکعب بر ثانیه) Maximum flow discharge (m^3/s)	0.06	19.14	5.41	5.22	0.96	1.26
بار معلق رسوب (تن در روز) Suspended sediment load (ton/day)	1.57	5290.42	701.69	1222.53	1.74	2.71

در صورتی که در سطح معنی‌داری پنج درصد برازش مدل‌ها توسط آزمون کلموگروف- اسمیرینف مورد تائید واقع شود، توزیع احتمالاتی مورد نظر پذیرفته می‌شود. پس از کنترل آماری نکویی برازش و تعیین توزیع‌های مورد قبول، برای انتخاب بهترین مدل برازشی، جذر میانگین مربعات خطا[1] (RMSE) (رابطه ۲) و معیار نش- ساتکلیف[2] (رابطه ۳) محاسبه می‌شود. هرکدام از توزیع‌های برازشی که بیشترین مقدار معیار نش-ساتکلیف (NS) و کمترین RMSE را داشته باشند، به‌عنوان توزیع مناسب برگزیده می‌شود. آماره آزمون کلموگروف – اسمیرینف نیز به شرح رابطه ۴ ارائه شد.

$$RMSE=\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(S_i-O_i)^2}{n-1}} \qquad (۲)$$

$$NS=1-\frac{\sum_{i=1}^{n}(S_i-O_i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(O_i-\bar{O}_i)^2} \qquad (۳)$$

که در روابط فوق، n تعداد داده‌ها، O_i مقدار نمونه مشاهده شده، O_{max} و O_{min} به ترتیب مقادیر حداکثر و حداقل نمونه‌های مشاهده شده، $\bar{O}$ میانگین مقادیر نمونه و S_i مقدار خروجی تابع توزیع مورد آزمون برای مقدار احتمال تجربی هر مقدار نمونه می‌باشد (۲۱).

$$D_{max}=\max\{|F(x_i)-G(x_i)|,\ |F(x_{i+1})-G(x_i)|\}\quad i\le n\le n\text{-}1 \qquad (۴)$$

در رابطه فوق، D_{max} میزان انحراف بیشینه بین CDF نظری ($F(x)$) و تجربی ($G(x)$) و n تعداد داده‌های مشاهداتی است. تابع CDF تجربی از رابطه ویبول ($G(x)=\frac{m}{n+1}$، m شماره ردیف و n تعداد داده‌ها) تعیین شده است. در صورتی که در سطح احتمال پنج درصد برازش مدل‌ها توسط آزمون K-S مورد تائید واقع شود، توزیع احتمالاتی مورد نظر از نظر آماری قابل پذیرش است (۴).

توابع مفصل و تئوری اسکلار

مفصل‌ها یک شیوه انعطاف‌پذیر برای ایجاد توزیع‌های توأم آماری با توابع توزیع حاشیه‌ای متفاوت می‌باشند. مفصل‌ها توابع توزیع چندمتغیره هستند که حاشیه‌های یک‌بعدی آن‌ها بر بازه (۱ و ۰) یکنواخت باشند. معرفی و ارائه مفصل به اسکلار (۳۱) نسبت داده شده است که در یک تئوری توصیف می‌کند چگونه توابع توزیع تک متغیره می‌تواند به فرم توزیع‌های چندمتغیره ترکیب شوند. اسکلار نشان داد که برای متغیرهای تصادفی پیوسته d بعدی $\{X_1,\dots,X_d\}$ با CDF های حاشیه‌ای $u_j=F_{X_j}(x_j)$ که $j=1,\dots,d$، یک مفصل d بعدی یکتای $C_{U_1,\dots,U_d}$ وجود دارد به‌طوری‌که:

$$C_{U_1,\dots,U_D}(U_1,\dots,U_D)=H_{X_1,\dots,X_D}(X_1,\dots,X_D) \qquad (۵)$$

که در آن u_j، j امین حاشیه و $H_{X_1,\dots,X_d}$ همان CDF توأم $\{X_1,\dots,X_d\}$ می‌باشد. چون برای متغیرهای تصادفی پیوسته تابع CDF حاشیه‌ها از ۰ تا ۱ غیر کاهشی می‌باشند، می‌توان مفصل $C_{U_1,\dots,U_d}$ را به‌عنوان تبدیل $H_{X_1,\dots,X_d}$ از $[-\infty,\infty]^d$ به $[0,1]^d$ در نظر گرفت. نتیجه این تبدیل این است که توزیع‌های حاشیه‌ای از $H_{X_1,\dots,X_d}$ جدا می‌گردند و بنابراین، $C_{U_1,\dots,U_d}$ تنها به ارتباط بین متغیرها مربوط می‌شوند و توصیف کاملی از ساختار وابستگی کلی ارائه می‌دهند (۲۳).

در این مطالعه از هفت تابع مفصل مختلف به شرح جدول ۲ به‌منظور تحلیل دومتغیره بار معلق رسوب و بیشینه دبی لحظه‌ای استفاده شد. مقادیر θ در این جدول نشان‌دهنده پارامتر تابع مفصل می‌باشد. برازش و انتخاب تابع مفصل در ابتدا به تعیین میزان وابستگی دو متغیر مورد بررسی بستگی دارد. در این مطالعه میزان وابستگی داده‌های مورد بررسی در محل ایستگاه چالخماز با استفاده از روش کندال تاو[3] (رابطه ۶) محاسبه شد.

$$\tau=\binom{N}{2}^{-1}\sum_{i<j}sign\left[(x_i-x_j)(y_i-y_j)\right] \qquad (۶)$$

که در رابطه فوق، N تعداد داده‌ها، sign() تابع علامت و x و y جفت داده‌های مشاهداتی به برای مقادیر یاد شده می‌باشد. برای تخمین پارامتر وابستگی مفصل در این مطالعه از روش توابع منطقی برای حاشیه‌ها[4] (IFM) که متداول‌ترین روش برای تخمین پارامترهای مفصل می‌باشد، استفاده شد (۱۴). برای موارد دومتغیره، فرض شد دو متغیر تصادفی همبسته X و Y به ترتیب به‌صورت توابع $f_X(x;\alpha_1,\alpha_2,\dots,\alpha_p)$ و $f_Y(y;\gamma_1,\gamma_2,\dots,\gamma_r)$ توزیع شده‌اند که $\alpha_1,\alpha_2,\dots,\alpha_p$ پارامترهای $f_X(x)$ و $\gamma_1,\gamma_2,\dots,\gamma_r$ پارامترهای $f_Y(y)$ هستند. تعداد واقعی پارامترها بستگی به نوع توزیع‌های حاشیه‌ای تک متغیره دارد. برای n جفت

1- Normalized Root Mean Square Error (NRMSE)
2- Nash–Sutcliffe
3- Kendall's τ
4- Inference Functions for Margins

مشـاهده مسـتقل، تـابع لگـاریتم درسـتنمایی بـرای X و Y یعنـی $Ln\,L_X\left(x;\alpha_1,\alpha_2,\ldots,\alpha_p\right)$ و $Ln\,L_Y\left(y;\gamma_1,\gamma_2,\ldots,\gamma_r\right)$ به‌طور مجزا جهت تخمین پارامترها بیشینه شدند. $\hat{\alpha}_1,\hat{\alpha}_2,\ldots,\hat{\alpha}_p$ و $\hat{\gamma}_1,\hat{\gamma}_2,\ldots,\hat{\gamma}_r$ پارامترهـای تخمینـی مـی‌باشـند. تـابع لگـاریتم درستنمایی تابع چگالی احتمال توأم $f_{X,Y}(x,y)$ به‌صورت زیـر در نظر گرفته شد:

$$\begin{aligned} &Ln\,L\left(x,y;\hat{\alpha}_1,\hat{\alpha}_2,\ldots,\hat{\alpha}_p,\hat{\gamma}_1,\hat{\gamma}_2,\ldots,\hat{\gamma}_r,\theta\right)\\ &=Ln\,L_C\left(x,y;F_x\left(x\right),F_y\left(y\right),\theta\right)+\\ &Ln\,L_X\left(x;\hat{\alpha}_1,\hat{\alpha}_2,\ldots,\hat{\alpha}_p\right)\\ &+Ln\,L_Y\left(y;\hat{\gamma}_1,\hat{\gamma}_2,\ldots,\hat{\gamma}_r\right) \end{aligned} \quad (۷)$$

که در آن $\ln L_C$ تابع لگاریتم درستنمایی تابع چگالی مفصـل‌هـا می‌باشند. با جاگذاری مقادیر تخمـین زده‌شـده بـرای $\hat{\gamma}_1,\hat{\gamma}_2,\ldots,\hat{\gamma}_r$ و $\hat{\alpha}_1,\hat{\alpha}_2,\ldots,\hat{\alpha}_p$ در معادله (۷)، تـابع لگـاریتم درسـتنمایی $\ln L$ برای به دست آوردن پارامتر مفصل تخمینی $\hat{\theta}$ بیشینه می‌شود. بـرای انتخاب مناسب‌ترین مفصل، پارامتر تابع مفصـل بـا روش IFM (۱۴) برآورد می‌شود. سپس با مقایسه نتایج هر کدام از مفصل‌هـا بـا نتـایج حاصل از احتمال تجربی، مفصل مناسب بـرای داده‌هـای مـورد نظـر انتخاب می‌شود.

در این مطالعه، بهترین برازش توزیع کاپولا، توزیع مفصل تجربی غیر پارامتری محاسبه و با مقادیر پارامتری مقایسـه شـد. بـرای یـک مورد توأم دوبعدی، مفصل تجربی داده‌های مشاهده شـده (u_i, v_i) بـه شرح زیر است:

جدول ۲- توابع مفصل مورد استفاده (۲۳)

Table 2- The used Copula functions (23)

خانواده Family	C (u,v)	دامنه θ Range θ
عل-میخاییل-حق Ali-Mikhail-Haq (AMH)	$\frac{uv}{1-\theta(1-u)(1-v)}$	$-1\le\theta\le1$
کلایتون Clayton	$\left(u^{-\theta}+v^{-\theta}-1\right)^{-1/\theta}$	$\theta\ge0$
فرانک Frank	$-\frac{1}{\theta}\ln\left[1+\frac{\left(e^{-\theta u}-1\right)\left(e^{-\theta v}-1\right)}{e^{-\theta}-1}\right]$	$\theta\ne0$
گالامبوس Galambos	$uv\exp\left\{\left[\left(-\ln u\right)^{-\theta}+\left(-\ln v\right)^{-\theta}\right]^{-\frac{1}{\theta}}\right\}$	$\theta\ge0$
گامبل-هوگارد Gumbel-Hougaard (GH)	$\exp\left\{-\left[\left(-\ln u\right)^{\theta}+\left(-\ln v\right)^{\theta}\right]^{\frac{1}{\theta}}\right\}$	$\theta\ge1$
پلاکت Plackett	$\exp\left\{-\left[\left(-\ln u\right)^{\theta}+\left(-\ln v\right)^{\theta}\right]^{\frac{1}{\theta}}\right\}$	$\theta\ge0$
فارلی-گامبل-مورگنسترن Farlie-Gumbel-Morgenstern (FGM)	$\frac{1}{2}\frac{1}{\theta-1}\left\{1+(\theta-1)(u+v)-\left[\left(1+(\theta-1)(u+v)\right)^2-4\theta\left(\theta-1\right)uv\right]^{\frac{1}{2}}\right\}$	$-1\le\theta\le1$

$$C_e(u_i, v_i) = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} I\left(\frac{Q_i}{n+1} \le u_i, \frac{P_i}{n+1} \le v_i\right) \quad (۸)$$

که در رابطه C_e برابر با مفصل تجربی، n تعداد مشاهدات و $I(A)$ پارامتر شاخص[۱] عبارت منطقی A است. چنانچه عبارت A صحیح باشد، مقدار یک و اگر نادرست باشد مقدار صفر را اختیار می‌کند. Q_i و P_i رتبه داده مشاهداتی iام مربوط به حجم کمبود جریان و حجم کمبود بارش می‌باشد.

تحلیل فراوانی دومتغیره در مورد دو متغیر تصادفی همبسته به‌وسیله دوره بازگشت توأم تعریف می‌گردد. دوره‌های بازگشت توأم در دو حالت تعریف شده‌اند (۳۵): دوره بازگشت توأمی که در آن مقدار مشاهده شده از x یا از y تجاوز نموده باشد (یعنی، $X > x$ یا $Y > y$) که با T_{XY} نشان داده می‌شود و دوره بازگشت توأمی که در آن جفت مشاهده شده هم از x و هم از y تجاوز نموده باشد (یعنی، $X > x$ و $Y > y$) که با T'_{XY} نشان داده می‌شود.

$$T_{XY} = \frac{1}{P(X > x \text{ or } Y > y)} = \frac{1}{1-C\left(F_x(x), F_y(y)\right)} \quad (۹)$$

$$T'_{XY} = \frac{1}{P(X > x \text{ and } Y > y)} = \frac{1}{1-F_x(x)-F_y(y)+C\left(F_x(x), F_y(y)\right)} \quad (۱۰)$$

دوره بازگشت شرطی در حالت دومتغیره

در حالت چند متغیره، دوره بازگشت می‌تواند به‌صورت $T_{X<x} = \frac{1}{P(X<x)}$ بیان شود که x حد آستانه خطر برای یک واقعه X است. پس می‌توان رابطه مذکور را به‌صورت زیر در نظر گرفت:

$$T_{X<x} = \frac{1}{1-P(X<x)} \quad (۱۱)$$

حال برای تعیین دوره‌های بازگشت شرطی برحسب سال، برای وقایعی که حد آستانه‌های آن به‌طور شرطی بیان می‌شوند، نیز می‌توان توابع توزیع توأم شرطی را جایگزین $P(X \le x)$ نمود.

۱- Indicator variable

به‌طور مثال برای تعیین دوره بازگشت رخداد وقایع دومتغیره با $X < x$ به‌شرط اینکه $Y < y$ باشد، با استفاده از توابع مفصل حاکم بر متغیرها، می‌توان از رابطه زیر استفاده نمود.

$$T_{(X|Y)}(x \mid y) = \frac{1}{1-C(u \mid v)} \quad (۱۲)$$

$$C(u|v) = \frac{C(u|v)}{v} \quad (۱۳)$$

که در رابطه فوق $C(U|V)$ وقایعی را بیان می‌کند که در آن‌ها $U \le u$ به‌شرط اینکه $V \le v$ (u و v توابع توزیع حاشیه‌ای می‌باشند) (۲۴). با در نظر گرفتن حد آستانه‌های شرطی مختلف و استفاده از توابع توزیع توأم شرطی مربوطه می‌توان به مجمع نقاطی با دوره‌های بازگشت یکسان دست یافت و بر اساس معیارهای مد نظر، یکی از این وقایع را به‌عنوان واقعه طراحی انتخاب نمود.

نتایج و بحث

در این مطالعه به تحلیل توأم بار معلق رسوب (ton/day) و بیشینه دبی لحظه‌ای (m^3/s) رودخانه زرینه‌رود در محل ایستگاه هیدرومتری چالخماز در دوره آماری ۱۳۷۱-۹۵ واقع در جنوب غربی حوضه دریاچه ارومیه با استفاده از توابع مفصل پرداخته شده است. مقادیر داده‌های مورد بررسی به‌صورت شکل‌های ۲ و ۳ ارائه شد.

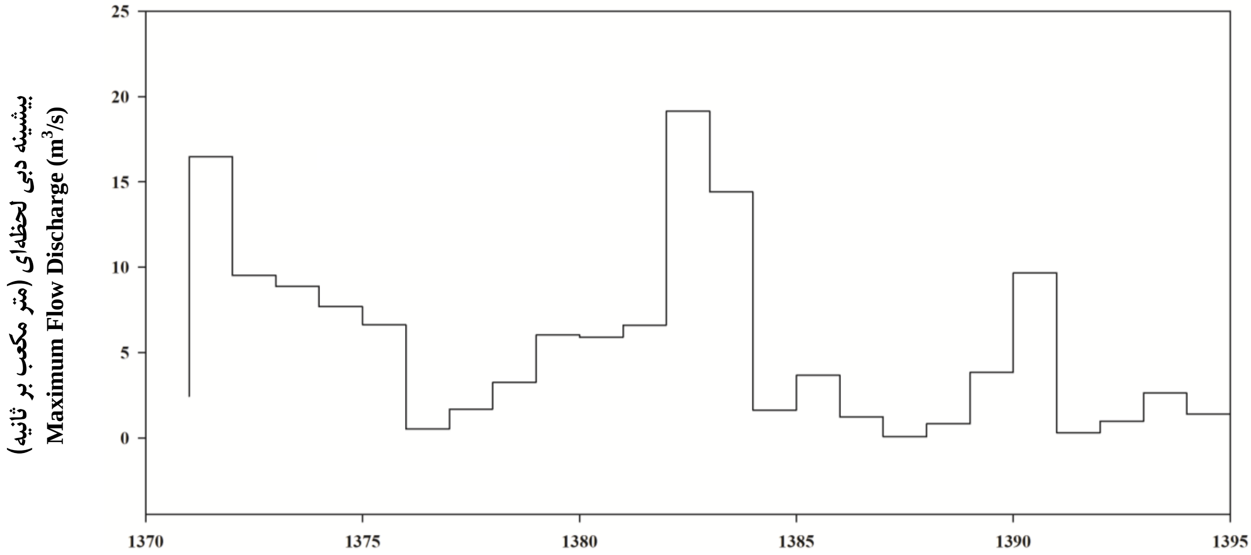
انتخاب توزیع حاشیه‌ای مناسب

پس از آماده‌سازی داده‌های بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب رودخانه زرینه‌رود در محل ایستگاه هیدرومتری چالخماز، از ۶۵ تابع توزیع آماری رایج و پیشرفته برای انتخاب توزیع حاشیه‌ای متناسب با داده‌ها استفاده شد. نکویی برازش توزیع‌های مورد استفاده با استفاده از آزمون‌های اندرسون – دارلینگ و کلموگروف-اسمیرنف از نظر آماری بررسی شد. نتایج بررسی نکویی برازش داده‌های مورد نظر با توزیع‌های آماری به شرح جدول ۳ می‌باشد.

با توجه به نتایج حاصل از آزمون‌های نکویی برازش کلموگروف-اسمیرنف و اندرسون دارلینگ، می‌توان مشاهده کرد که توزیع ویبول و توزیع تعمیم‌یافته پاریتو، به ترتیب بهترین گزینه برای پارامترهای بار معلق رسوب و بیشینه دبی لحظه‌ای ایستگاه هیدرومتری چالخماز می‌باشند. رتبه این دو توزیع در بین ۶۵ تابع توزیع آماری رایج و پیشرفته به دست آمده است. با انتخاب توابع توزیع آماری منتخب، به‌خوبی می‌توان دوره بازگشت تک متغیره پارامترهای بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب را برآورد کرد. اما جهت تحلیل فراوانی توأم این دو پارامتر با استفاده از توابع مفصل، شرط مقدماتی، وجود همبستگی بین این دو پارامتر است که در این مطالعه با استفاده از آزمون همبستگی کندال (Kendall's τ) انجام شده است. نتایج

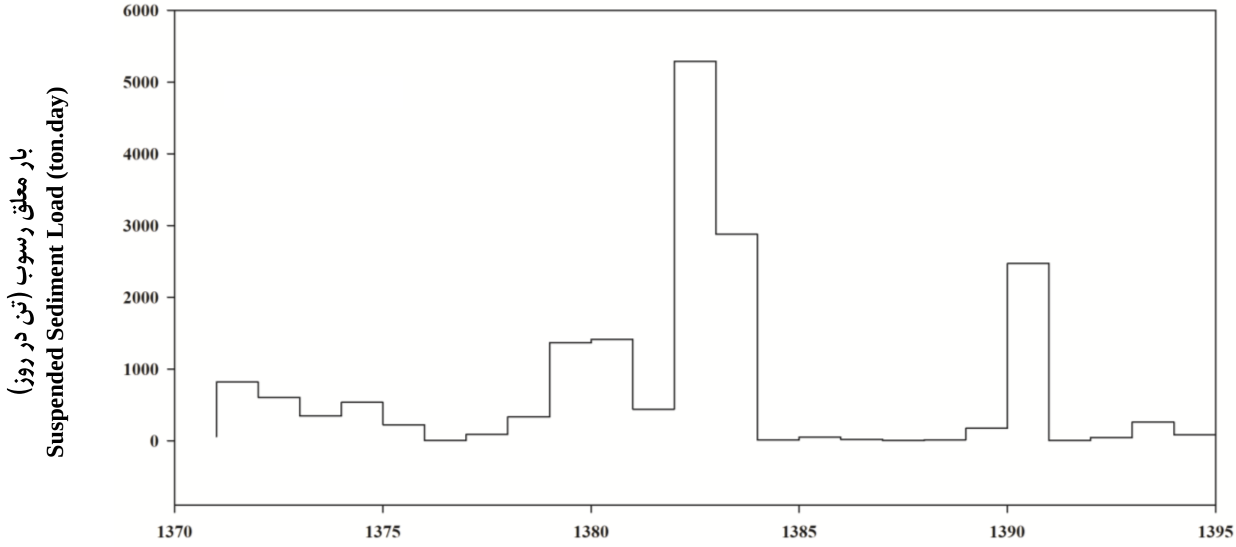
بررسی همبستگی بین مقادیر یاد شده به شرح جدول ۴ ارائه شد. با توجه به همبستگی بین مقادیر بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب، می‌توان به‌خوبی از توابع مفصل در تحلیل توأم این دو استفاده کرد.

در صورت همبستگی ضعیف، نمی‌توان از توابع مفصل جهت تحلیل چند متغیره استفاده کرد. به همین دلیل وجود همبستگی، لازمه و پیش شرط مطالعات مفصل می‌باشد. با توجه به نتایج ارائه شده، همبستگی بین مقادیر مورد بررسی تایید می‌شود و با اطمینان کامل می‌توان از صحت محاسبات تحلیل‌های دومتغیره اطمینان حاصل کرد. مطالعات مختلف همچون ژانگ و همکاران (۳۶)، کوک و همکاران (۱۱)، کروویکا و کوک (۱۸)، بدفورد و همکاران (۶)، آس و همکاران (۱)، بزاک و همکاران (۹)، بیواکوآ و همکاران (۸)، خان و همکاران (۱۷)، گرالر و همکاران (۱۳)، برانر و همکاران (۱۰) و رمضانی و همکاران (۲۶) نیز آماره کندال تائو را جهت بررسی همبستگی جفت متغیرها تایید و توصیه کردند. بعد از بررسی و تائید همبستگی بین مقادیر یاد شده، هفت تابع مفصل مورد بررسی (علی-میخائیل-حق، کلایتون، گالامبوس، پلاکت، گامبل-هوگارت، فارلی-گامبل-مورگنسترن و فرانک) با استفاده از روش تخمین پارامتر IFM مورد بررسی قرار گرفته و تخمین زده شد.



شکل ۲- مقادیر بیشینه دبی لحظه‌ای رودخانه زرینه‌رود در محل ایستگاه هیدرومتری چالخماز در دوره آماری ۹۵-۱۳۷۱

Figure 2- Maximum flow discharge of Zarinehrood River in Chalekhmaz hydrometric station in period of 1992-2016



شکل ۳- مقادیر بار معلق رسوب رودخانه زرینه‌رود در محل ایستگاه هیدرومتری چالخماز در دوره آماری ۹۵-۱۳۷۱

Figure 3- Suspended Sediment loads of Zarinehrood River in Chalekhmaz hydrometric station in period of 1992-2016

جدول ۳- برازش توابع توزیع آماری بر داده‌های بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب مورد بررسی

Table 3- Fitting the statistical distribution functions on studied maximum flow discharge and suspended sediment load

پارامتر **Parameter**		دبی (متر مکعب بر ثانیه) **Max flow discharge (m^3/s)**	بار معلق رسوب (تن در روز) **Suspended sediment load (ton/day)**
توزیع منتخب Distribution function		پاریتو تعمیم‌یافته Generalized Pareto	**ویبول Weibull**
اندرسون – دارلینگ Anderson-Darling	رتبه Rank	6	**5**
کلموگروف– اسمیرنف Kolmogorov-Smirnov	رتبه Rank	2	**1**
اندرسون – دارلینگ Anderson-Darling	آماره Statistic	0.094	**0.708**
کلموگروف– اسمیرنف Kolmogorov-Smirnov	آماره Statistic	0.217	**0.100**

جدول ٤- نتایج بررسی آماره Kendall's τ در بررسی همبستگی مقادیر بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب

Table 4- Results of Kendall's τ statistic in evaluation the max flow discharge and suspended sediment load

پارامتر **Parameter**	کندال τ **Kendall's τ**
دبی و بار معلق رسوب Max flow discharge and suspended sediment load	0.75

جدول ۵- نتایج بررسی توابع مفصل مختلف در برآورد توزیع توأم مقادیر دبی – بار معلق رسوب ایستگاه چالخماز

Table 5- Results of different copula functions evaluation in estimation the joint distribution of max flow discharge-suspended sediment loads of Chalekhmaz station

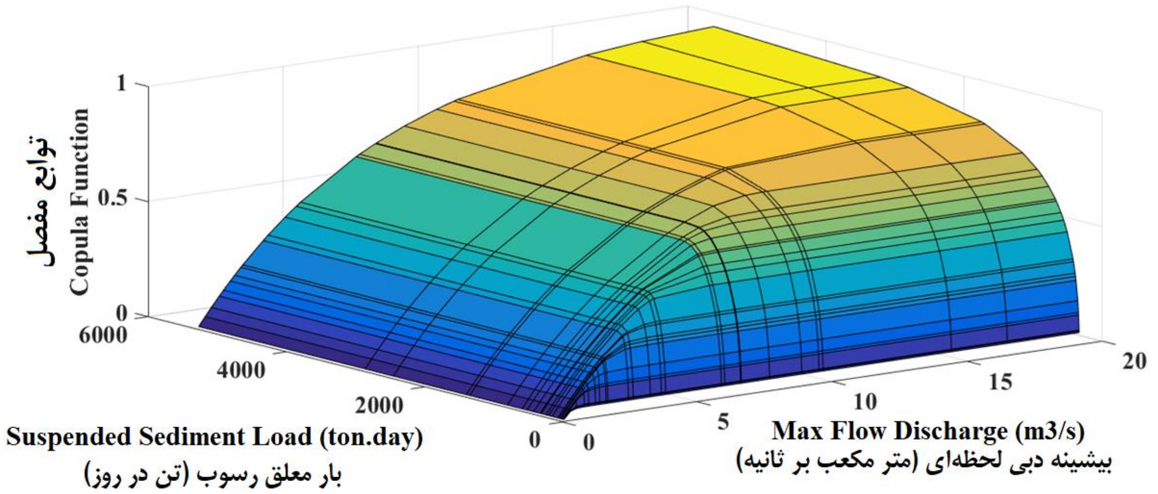
	مفصل مورد بررسی **Copula functions**						
معیار ارزیابی Evaluation criteria	**Clyton**	**AMH**	**FGM**	**Frank**	**Galambos**	**GH**	**Plaket**
AIC	-7.23	-7.10	-6.69	-7.30	-7.36	-7.36	-7.22
bias	0.07	0.14	0.20	0.06	0.05	0.05	0.10
N-S	0.94	0.73	0.40	0.94	0.96	0.96	0.87
RMSE	0.07	0.15	0.22	0.07	0.06	0.06	0.10
Teta	7.50	1.00	-0.47	20.00	9.29	9.97	20.00

برای انتخاب مناسب‌ترین تابع مفصل از آماره‌های آکائیکه (AIC)، بایاس (bias)، نش-ساتکلیف (N-S) و جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) بهره گرفته شد. نتایج آزمون‌های نکویی برازش برای هر یک از توابع مفصل برای دو پارامتر بار معلق رسوب و بیشینه دبی لحظه‌ای به شرح جدول ۵ ارائه شد. با توجه به این جدول مشاهده می‌شود که مفصل گالامبوس با داشتن کمترین مقدار خطا بهترین عملکرد را در برآورد مقادیر مشاهداتی داشته است. انتخاب مفصل‌های مناسب به محدوده سطح وابستگی که می‌توانند توصیف کنند، بستگی دارد. برای نمونه، مفصل گامبل- هوگارد می‌تواند فقط برای وابستگی مثبت به کار رود (۱۴).

با توجه به نتایج به دست آمده از جدول ۵ می‌توان مشاهده کرد که وابستگی پارامتری مورد بررسی مقادیر مثبتی بوده و در نتیجه، مفصل‌هایی که برای وابستگی‌های مثبت مناسب بودند، بهترین عملکرد را داشته‌اند. بنابراین با توجه به نتایج آزمون‌های نکویی برازش، در نهایت برای ایستگاه چالخماز، توابع مفصل کلایتون، فرانک، گالامبوس و گامبل هوگارد برای ایجاد توزیع‌های توأم، نتایج یکسانی را ارائه کردند. عملکرد هر چهار مفصل یاد شده با توجه به آماره‌های خطا و توابع عملکرد، تقریباً یکسان می‌باشد. با توجه به

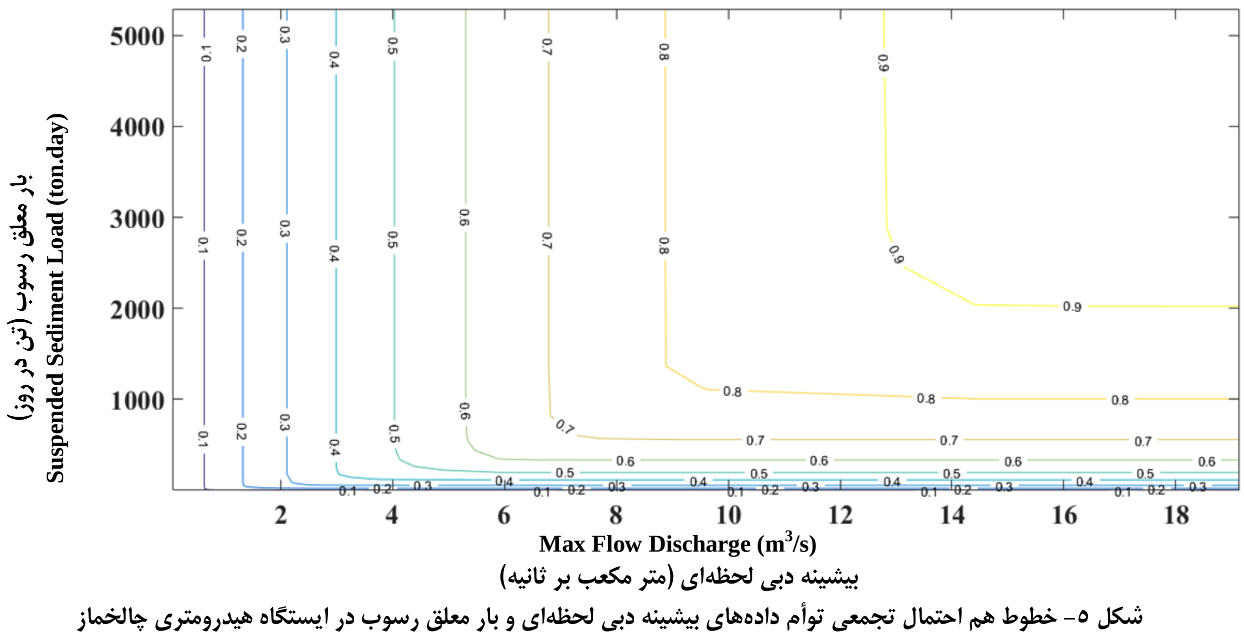
آماره نش ساتکلیف، می‌توان از دو مفصل کلایتون و فرانک صرف‌نظر کرد. از بین دو مفصل گالامبوس (N-S=۰/۹۵۷۸) و گامبل هوگارد (N-S=۰/۹۵۷۷)، مفصل گالامبوس به دلیل اختلاف ناچیز در آماره نش – ساتکلیف، به‌عنوان مفصل برتر انتخاب شد.

بعد از انتخاب مفصل گالامبوس به‌عنوان مفصل برتر، تحلیل دومتغیره بار معلق رسوب و بیشینه دبی لحظه‌ای سالانه جهت برآورد دوره بازگشت توأم بار معلق رسوب مورد بررسی قرار گرفت. شکل ۴ نمودار بهترین تابع مفصل منتخب را برای سری داده‌های مورد بررسی ایستگاه هیدرومتری چالخماز نشان می‌دهد. با توجه به این شکل مشاهده می‌شود که مفصل گالامبوس وابستگی بین دو متغیر حجم کمبود دبی و حجم کمبود بارش را به‌خوبی توجیه می‌نماید. این برازش مناسب دلیلی بر همبستگی بالای دو سری زمانی مورد بررسی می‌باشد. در واقع همبستگی بالای دو سری زمانی مورد بررسی (جدول ۴) منجر به برازش مناسب تابع مفصل گالامبوس شده است.



شکل ٤- احتمال تجمعی توأم سری بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب ایستگاه هیدرومتری چالخماز

Figure 4- Cumulative joint probability of maximum flow discharge and suspended sediment loads of Chalekhmaz hydrometric station



شکل ۵- خطوط هم احتمال تجمعی توأم داده‌های بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب در ایستگاه هیدرومتری چالخماز

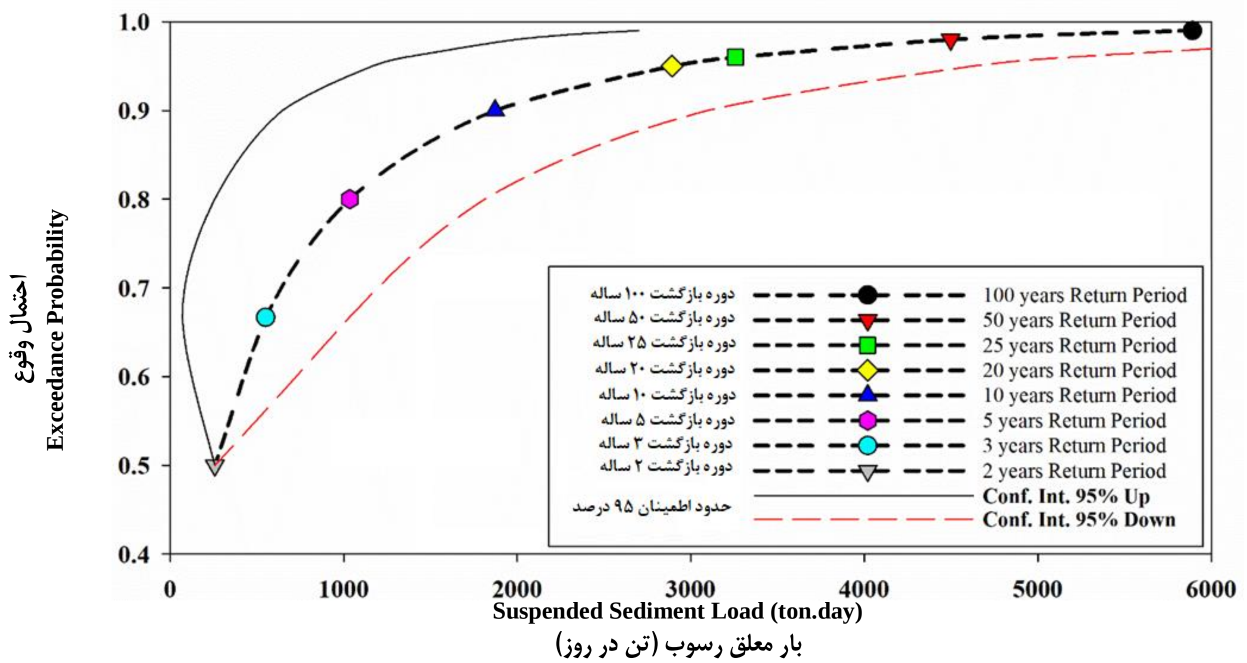
Figure 5- Cumulative joint iso probability lines of maximum flow discharge and suspended sediment loads in Chalekhmaz hydrometric station

شکل ۵ نیز خطوط هم احتمال تابع توزیع توأم را برای داده‌های بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب با احتمالات ۱۰ تا ۹۰ درصد نشان می‌دهد. این نمودار نشان می‌دهد که چگونه می‌توان با استفاده از احتمالات توأم، بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب را در یک ایستگاه به‌صورت هم‌زمان تعیین نمود. این امر می‌تواند اطلاعات بسیار مفیدی را در ارتباط با رفتار احتمالاتی این دو متغیر به‌منظور بهره‌برداری بهینه از آب‌های سطحی، در اختیار کاربران و محققان قرار دهد. با توجه به اندازه‌گیری‌های بیشینه دبی لحظه‌ای در ایستگاه‌های هیدرومتری توسط دستگاه‌های لیمنوگراف، به کمک این نمودار (شکل ۵) به‌راحتی می‌توان میزان رسوب حاصل از سیلاب را با احتمالات مختلف تخمین زد. در واقع از این نمودارها می‌توان به‌عنوان منحنی تیپ نیز استفاده کرد. هم‌چنین با در اختیار داشتن این نمودار و پیش‌بینی مقادیر بیشینه دبی لحظه‌ای برای سال‌های آتی، می‌توان میزان رسوبات را با احتمالات مختلف تخمین زد. این نوع نمودارها برای ایستگاه‌های هیدرومتری موجود در بالادست سدها می‌تواند بسیار مفید باشد.

تعیین احتمالات تک متغیره

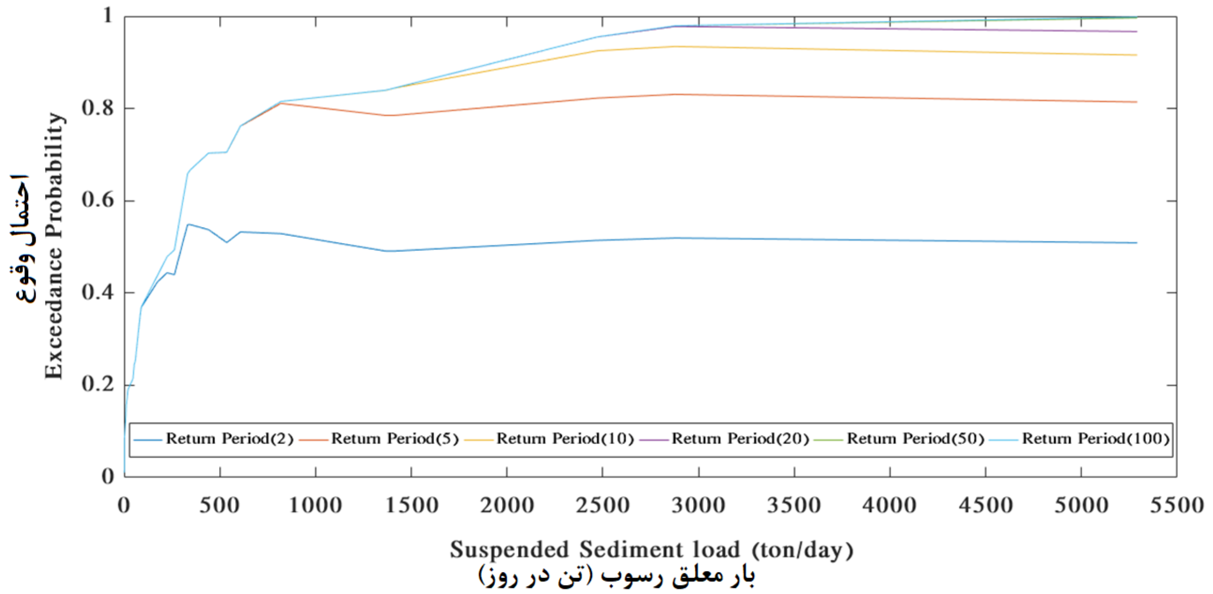
به‌منظور تحلیل فراوانی تک متغیره سری بار معلق رسوب سالانه ایستگاه چالخماز در دوره‌های بازگشت ۲ تا ۱۰۰ ساله، از توزیع ویبول استفاده شد. نتایج حاصل از تحلیل تک متغیره سری بار معلق رسوب رودخانه زرینه‌رود در محل ایستگاه هیدرومتری چالخماز به شرح شکل ۶ ارائه شد. جهت بررسی صحت برازش داده‌های مورد بررسی و برآورد دوره‌های بازگشت، از آماره خی-دو استفاده شد. آماره خی-دو در این محاسبات ۲/۱۶ با مقدار p-value برابر با ۰/۷۱ حاصل شد که در سطح ۵ درصد تائید کننده برازش توزیع ویبول بر داده‌های مذکور می‌باشد. هم‌چنین حدود اطمینان ۹۵ درصد نیز جهت اطمینان از محاسبات دوره بازگشت ارائه شد.

همان‌طور که مشاهده می‌شود، با افزایش احتمال وقوع، حجم رسوبات نیز افزایش می‌یابد که نشان می‌دهد احتمال وقوع مقادیر بالا در حجم رسوبات بسیار زیاد می‌باشد. هم‌چنین نتایج نشان داد که در روش تک متغیره، کمترین احتمال وقوع ۵۰ درصد می‌باشد. احتمال وقوع بار معلق رسوب با دوره بازگشت دو ساله که تقریباً همه ساله می‌تواند اتفاق افتد، ۵۰ درصد و با مقدار حدود ۲۵۶ تن در روز می‌باشد، در حالی که متوسط مقدار بار معلق رسوب در طی دوره آماری مورد بررسی حدود ۷۰۰ تن در روز است.



شکل ۶- نمودار تغییرات دوره بازگشت سری زمانی داده‌های بار معلق رسوب در حالت تک متغیره

Figure 6- Chart of changes in return period of suspended sediment loads time series in univariate mode



شکل ۷- احتمال شرطی سری بار معلق رسوب در دوره‌های بازگشت مختلف با در نظر گرفتن دوره بازگشت بیشینه دبی جریان

Figure 7- Conditional probability of the suspended sediment load series during different return periods, with considering the maximum flow discharge return period

تعیین احتمالات شرطی و توأم

پس از تحلیل تک متغیره و تعیین توابع مفصل منتخب برای بیان ساختار وابستگی بین پارامترهای بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب، می‌توان از این توابع به‌منظور محاسبه دوره‌های بازگشت توأم و شرطی استفاده نمود. مقادیر چندک‌های تک متغیره با استفاده از توزیع حاشیه‌ای منتخب در هر ایستگاه در دوره‌های بازگشت ۲، ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ سال محاسبه شد. با استفاده از توابع حاکم بر متغیرهای مورد بررسی، دوره بازگشت شرطی تعیین و به‌صورت شکل ۷ ارائه شد.

با توجه به شکل ۷ می‌توان مشاهده کرد که با دوره‌های بازگشت مختلف، احتمال مختلف وقوع بار معلق رسوب در ایستگاه هیدرومتری چالخماز را می‌توان برآورد و مشاهده کرد. با دوره‌های بازگشت مختلف، بار معلق رسوب رودخانه زرینه‌رود در محل ایستگاه هیدرومتری چالخماز از صفر تا ۵۳۰۰ تن در روز متغیر می‌باشد. با افزایش احتمال، به شرط وقوع بیشینه دبی لحظه‌ای، بار رسوب معلق متناظر در این ایستگاه، افزایش می‌یابد. با توجه به این‌که احتمال وقوع در این شکل با در نظر گرفتن بیشینه دبی لحظه‌ای می‌باشد، نتایج متفاوتی نسبت به حالت تک متغیره حاصل شده است.

با مقایسه دو شکل ۶ و ۷ می‌توان تفاوت بین مقادیر بار معلق رسوب در حالت‌های تک و دومتغیره را مشاهده کرد. در حالت تک متغیره، کمترین احتمال وقوع ممکن، ۵۰ درصد می‌باشد که در حالت دومتغیره، این احتمال جزئی‌تر نمایش داده شده است. با احتمال وقوع ۵۰ درصد می‌توان مشاهده کرد که مقدار بار معلق رسوب در ایستگاه چالخماز در دوره آماری مورد بررسی حدود ۴۰۰ تن در روز می‌باشد که نسبت به حالت تک متغیره آن، حدود ۵۶ درصد بیشتر می‌باشد که این مقدار به متوسط درازمدت بار معلق رسوب در ایستگاه چالخماز نزدیک‌تر است. همچنین نتایج نشان داد که با دوره بازگشت ۲ ساله، احتمال وقوع مقادیر بار معلق رسوب (تن در روز) در منطقه مورد مطالعه با احتمال ۵۰ درصد، بین ۴۰۰ تا ۵۳۰۰ تن در روز متفاوت می‌باشد. با در نظر گرفتن دوره بازگشت بیش از ۱۰ سال، می‌توان مشاهده کرد که احتمال آورد رسوب در رودخانه مورد بررسی با احتمال بیش از ۸۰ درصد قابل برآورد می‌باشد که مقداری بیش از ۱۰۰۰ تن در روز را شامل می‌شود. تحلیل پدیده‌های هیدرولوژیکی نظیر سیلاب با توجه به پیچیدگی و وابستگی آن‌ها به سایر عوامل هواشناسی و هیدرولوژیکی، به صورت تک متغیره قابل بررسی نمی‌باشد. توابع مفصل با توجه به تحلیل توام و دو متغیره، می‌تواند این پیچیدگی‌ها را کاهش داده و نتایج بهتر و قابل اطمینان‌تری را ارائه دهد. نتایج بررسی‌ها حاکی از دقت بالای توابع مفصل در بحث تحلیل‌های صورت گرفته در حالت توام، "و" و "یا" بود که در مطالعات بزاک و همکاران (۹) نیز اشاره شده است.

نتیجه‌گیری

در این مطالعه مقادیر رسوب حاصل از بیشینه دبی‌های لحظه‌ای اتفاق افتاده در محل ایستگاه چالخماز رودخانه زرینه‌رود در دور آماری

۹۵-۱۳۷۱ در دو حالت تک متغیره و توأم مورد بررسی قرار گرفت. در حالت تک متغیره از مقادیر بار معلق رسوب رودخانه زرینه‌رود در محل ایستگاه هیدرومتری چالخماز و در حالت دومتغیره از دو سری زمانی بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب استفاده شد. در حالت دومتغیره، علاوه بر برآورد دوره بازگشت توأم، دوره بازگشت شرطی نیز مورد بررسی قرار گرفت. جهت تحلیل دومتغیره پارامترهای مورد بررسی از تئوری مفصل استفاده شد. لازمه استفاده از تئوری مفصل در مطالعات مختلف، وجود همبستگی بین پارامترها می‌باشد که در این مطالعه از ضریب همبستگی کندال تائو استفاده شد. نتایج بررسی همبستگی پیرسون، نشان از همبستگی ۰/۷۵ بین مقادیر بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب بود. تحلیل تک و دومتغیره پارامترهای مورد بررسی بر اساس توابع توزیع حاشیه‌ای برآورد شد. نتایج بررسی توابع توزیع حاشیه‌ای نشان داد که بر اساس آزمون‌های نکویی برازش اندرسون دارلینگ، کلموگروف- اسمیرنف و خی دو، توزیع حاشیه‌ای ویبول برای بار معلق رسوب و توزیع پاریتو تعمیم‌یافته برای پارامتر بیشینه دبی جریان انتخاب شد. با بررسی توابع مفصل مورد استفاده نتایج نشان داد که از بین ۷ تابع مفصل کاندید، مفصل گالامبوس با توجه به معیارهای آکائیکه، بایاس، نش ساتکلیف و جذر میانگین مربعات خطا به‌عنوان مفصل برتر انتخاب شد. دقت مفصل‌های کلایتون، فرانک، گالامبوس و گامبل هوگارد نیز در برازش توأم داده‌های یاد شده قابل قبول بود. نتایج احتمال توأم مقادیر بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب در ایستگاه مورد مطالعه نشان داد که احتمال وقوع توأم داده‌های مذکور بین ۱۰ تا ۹۰ درصد می‌باشد. با افزایش احتمال وقوع، مقادیر بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب نیز افزایش می‌یابد و با دقت بالاتری تخمین‌ها صورت می‌گیرد. جهت مقایسه میزان بار معلق رسوب برآورد شده در حالت دومتغیره، از دوره بازگشت معمولی نیز استفاده شد. نتایج بررسی و مقایسه دوره بازگشت معمولی و دومتغیره پارامترهای مذکور نشان داد که دامنه احتمالات قابل وقوع در حالت دومتغیره بیشتر از حالت تک متغیره آن می‌باشد. هم‌چنین نتایج نشان داد که در حالت دومتغیره، برآورد مقادیر بار معلق رسوب به واقعیت نزدیک‌تر می‌باشد. اما از آنجایی که بار معلق رسوب وابستگی زیادی به مقادیر بیشینه دبی لحظه‌ای دارد، می‌توان نتیجه گرفت که برای بیشینه دبی لحظه‌ای، می‌توان بار معلق رسوب را با استفاده از مفصل‌های دوبعدی و دوره‌های بازگشت شرطی با اطمینان بیشتری تخمین زد. تحلیل هم‌زمان بیشینه دبی لحظه‌ای و بار معلق رسوب به دلیل همبستگی بالا (ارتباط مستقیم) به‌خوبی می‌تواند در مدیریت حوضه‌های آبریز مفید واقع شود. در واقع به نحوی می‌توان از منحنی‌های تیپ تولید شده به‌عنوان سیستم هشدار برآورد رسوب برای سدها استفاده کرد. حتی می‌توان با پیش‌بینی میزان بیشینه دبی جریان در سطح حوضه، تخمینی از رسوب نیز داشت. نتایج بررسی دقت محاسبات صورت گرفته نیز دلیلی بر اطمینان به توابع مفصل در تحلیل فراوانی این وقایع می‌باشد.

منابع

1- Aas K., Czado C., Frigessi A., and Bakken H. 2009. Pair-copula constructions of multiple dependence. Insurance: Mathematics and Economics 44(2): 182-198.

2- Abdi A., Hassanzadeh Y., Talatahari S., Fakheri-Fard A., and Mirabbasi R. 2016. Regional bivariate modeling of droughts using L-comoments and copulas. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, DOI: 10.1007/s00477-016-1222-x.

3- Ahmadi F., Radmaneh F., Parham G.A., and Mirabbasi R. 2017. Comparison of the performance of power law and probability distributions in the frequency analysis of flood in Dez Basin, Iran. Natural Hazards 87(3): 1313-1331.

4- Ahmadi F., Radmanesh F., Parham G.A., and Mirabbasi Najaf Abadi R. 2017. Application of Archimedean and Extreme values Copula Functions for Multivariate Analysis of Low Flows in Dez Basin. Journal of Water and Soil 31(4): 1031-1045. (In Persian with English abstract)

5- Ayantobo O.O., Li Y., and Song S. 2019. Multivariate drought frequency analysis using four-variate symmetric and asymmetric Archimedean copula functions. Water Resources Management 33(1): 103-127.

6- Bedford T., and Cooke R.M. 2001. Probability density decomposition for conditionally dependent random variables modeled by vines. Annals of Mathematics and Artificial Intelligence 32(1-4): 245-268.

7- Besharat S., Khalili K., and Tahrudi M.N. 2014. Evaluation of SAM and Moments methods for estimation of log Pearson type III parameters (Case Study: daily flow of rivers in Lake Urmia basin). Journal of Applied Environmental and Biological Sciences 4(S1): 24-32.

8- Bevacqua E., Maraun D., Hobæk Haff I., Widmann M., and Vrac M. 2017. Multivariate statistical modelling of compound events via pair-copula constructions: analysis of floods in Ravenna (Italy). Hydrology and Earth System Sciences 21(6): 2701-2723.

9- Bezak,N., Rusjan S., Kramar Fijavž M., Mikoš M., and Šraj M. 2017. Estimation of suspended sediment loads using copula functions. Water 9(8): 1-23.

10- Brunner M.I., Furrer R., and Favre A.C. 2019. Modeling the spatial dependence of floods using the Fisher copula. Hydrology and Earth System Sciences 23(1): 107-124.

11- Cooke R.M., Kurowicka D., and Wilson K. 2015. Sampling, conditionalizing, counting, merging, searching

regular vines. Journal of Multivariate Analysis 138: 4-18.

12- De Michele C., and Salvadori G. 2003. A generalized Pareto intensity-duration model of storm rainfall exploiting 2-copulas. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 108(D2).

13- Gräler B., van den Berg M., Vandenberghe S., Petroselli A., Grimaldi S., De Baets B., and Verhoest N. 2013. Multivariate return periods in hydrology: a critical and practical review focusing on synthetic design hydrograph estimation. Hydrology and Earth System Sciences 17(4): 1281-1296.

14- Joe H. 1997. Multivariate models and multivariate dependence concepts. London: Chapman & Hall, 399 pp.

15- Kavianpour M., Seyedabadi M., and Moazami S. 2018. Spatial and temporal analysis of drought based on a combined index using copula. Environmental Earth Sciences 77(22):769.

16- Khalili K., Tahoudi M.N., Mirabbasi R., and Ahmadi F. 2016. Investigation of spatial and temporal variability of precipitation in Iran over the last half century. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment 30(4): 1205-1221.

17- Khan F., Spöck G., and Pilz J. 2020. A novel approach for modelling pattern and spatial dependence structures between climate variables by combining mixture models with copula models. International Journal of Climatology 40(2): 1049-1066.

18- Kurowicka D., and Cooke R.M. 2007. Sampling algorithms for generating joint uniform distributions using the vine-copula method. Computational Statistics & Data Analysis 51(6): 2889-2906.

19- Mirabbasi R., Anagnostou E.N., Fakheri-Fard A., Dinpashoh Y., and Eslamian S. 2013. Analysis of meteorological drought in northwest Iran using the Joint Deficit Index. Journal of Hydrology 492: 35-48.

20- Mirabbasi R., Fakheri-Fard A., and Dinpashoh Y. 2012. Bivariate drought frequency analysis using the copula method. Theoretical and Applied Climatology 108(1-2): 191-206.

21- Nash J.E., and Sutcliffe J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. Journal of Hydrology 10(3): 282-290.

22- Nazeri Tahroudi M., Khalili K., Abbaszadeh Afshar M., Nazeri Tahroudi Z., Ahmadi F., and Motallebian M. 2016. Evaluation of the Univariate, Multivariate and Combined Time Series Models in order to Prediction and Estimation the Mean Annual Sediment Load. Quarterly journal of Environmental Erosion Research 6: 1(21):52-70. (In Persian with English abstract)

23- Nelsen R.B. 2006. An introduction to copulas. Springer, New York, 269p.

24- Nguyen-Huy T., Deo R.C., Mushtaq S., Kath J., and Khan S. 2019. Copula statistical models for analyzing stochastic dependencies of systemic drought risk and potential adaptation strategies. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment 1-21.

25- Rahimi L., Dehghani A.A., Abdolhosseini, M., Ghorbani K. 2014. Flood frequency analysis using archimedean copula functions based on annual maximum series (Case Study: Arazkuseh hydrometric station in Golestan province). Iranian Journal of Irrigation and Drainage 2(8): 353-365.

26- Ramezani Y., Tahroudi M.N., and Ahmadi F. 2019. Analyzing the droughts in Iran and its eastern neighboring countries using copula functions. Quarterly Journal of the Hungarian Meteorological Service 123(4): 435-453.

27- Salvadori G., and De Michele C. 2004. Frequency analysis via copulas: Theoretical aspects and applications to hydrological events. Water Resources Research 40(12).

28- Salvadori G., and De Michele C. 2007. On the use of copulas in hydrology: theory and practice. Journal of Hydrologic Engineering 12(4): 369-380.

29- Sanikhani H., Mirabbasi Najaf Abadi R. and Dinpashoh Y. 2014. Modeling of temperature and rainfall of tabriz using copulas. Journal of Irrigation and Water Engineering 5(17): 123-134. (In Persian)

30- Shiau J.T. 2006. Fitting drought duration and severity with two-dimensional copulas. Water Resources Management 20(5): 795-815.

31- Sklar A. 1959. Fonctions de Repartition and Dimensions et Leurs-Marges. Publications de L'Institute de Statistique, Universite' de Paris, Paris. 8: 229–231.

32- Tahroudi M.N., Ramezani Y., and Ahmadi F. 2019. Investigating the trend and time of precipitation and river flow rate changes in Lake Urmia basin, Iran. Arabian Journal of Geosciences 12(6): 219-239.

33- Vazifehkhah S., Tosunoglu F., and Kahya E. 2019. Bivariate risk analysis of the droughts using a nonparametric multivariate standardized drought index and copulas. Journal of Hydrology Engineering 24(5): 1-17.

34- Yue S., and Rasmussen P. 2002. Bivariate frequency analysis: discussion of some useful concepts in hydrological application. Hydrological Processes 16(14): 2881-2898.

35- Yue S., Ouarda T.B.M.J., and Bobée B. 2001. A review of bivariate gamma distributions for hydrological application. Journal of Hydrology 246(1): 1-18.

36- Zhang D., Yan M., and Tsopanakis A. 2018. Financial stress relationships among Euro area countries: an R-vine copula approach. The European Journal of Finance 24(17): 1587-1608.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 333-347

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۴۷-۳۳۳

Estimation of the Joint Frequency of Peak Flow Discharge-Suspended Load of Zarinehrood Basin Using Two-Dimensional Analysis

M. Nazeri Tahroudi[1]- Y. Ramezani[2*]- C. De Michele[3]- R. Mirabbasi Najaf Abadi[4]

Received: 24-07-2019
Accepted: 10-02-2020

Introduction: The erosion, sediment transport, and estimation problems in the streamflow are the most complicated and essential subjects in the river engineering studies. It is important to model and predict these parameters correctly to determine the effective life of the hydraulic structures and drainage networks. On the other hand, river flow discharge is considered as one of the main components of water resources, which affects sediments. The increasing need of urban and rural communities for limited resources on the one hand, and issues related to climate change and atmospheric precipitation over the past few years, more and more attention is paid to the attitude of surface flows. The phenomena of erosion, sediment transport, and estimation of sediment load in the rivers due to its damages are one of the most critical and complex issues of river engineering. The primary goal of the frequency analysis is to relate extreme events to their frequency using probability distributions. In the frequency analysis of meteorological and hydrological events, the observed data would be analyzed for a long time at a basin. In these analysis, the assumption of independence and stationarity is considered. In fact, the basic assumption is that the studied data are spatially and temporally independent. The main issue is identifying actual distribution across different exiting distributions when using the frequency distribution to estimate the magnitude of the event. There is no appropriate general distribution for all types of rainfall regimes, river flows, etc. On the other hand, in order to analyze the frequency of a similar case, there is no agreement on the use of a particular distribution function. The experience gained so far in the field of statistical analysis of hydrological data shows that some data are more consistent with some specific statistical distributions.

Materials and Methods: In this study, the frequency analysis of total sediment load of the Zarinehrood basin was investigated in the south-east of Lake Urmia with consideration of the peak flow discharge at the Chalekhmaz hydrometric station during the statistical period of 1992-2016 using copula functions. At first, the correlation of these data was investigated using Kendall Tau correlation statistics, and the correlation coefficient was calculated as 0.75. In this study, Ali-Mikhail-Haq, Clayton, Frank, Galambos, Gumbel-Hougaard, Plackett, and Farlie-Gumbel-Morgenstern copula functions were used. In the conventional method of estimating the return period of extreme values, different statistical distributions are fitted on the studied data. After fitting the statistical distributions on the data series, the accuracy of each distribution is evaluated by one of the goodness of fit tests, such as the Kolmogorov-Smirnov test. After statistically controlling the goodness of fit test and determining the acceptable distributions, the root means square error (RMSE) and the Nash-Sutcliffe criterion are calculated to select the best fit model. Each of the fitting distributions that have the highest Nash-Sutcliffe (NS) criteria, and the lowest RMSE is chosen as an appropriate distribution.

Results and Discussion: With the fitting of 65 different distribution functions into the series, the Weibull distribution for total sediment load values and generalized Pareto distribution for peak flow discharge values were selected based on the evaluation criteria as appropriate marginal distributions. The results of the evaluation of the accuracy and efficiency of copula functions were studied by using root mean square error, Nash-Sutcliffe, BIAS, and AIC statistics. In this regard, the results were compared with the experimental copula functions. Finally, the Galambos copula was selected from the candidate copulas as superior copula function. The conditional and joint return period of the total sediment load based copula was proposed with a probability of 10 to 90 percent.

In univariate mode, the lowest probability of exceedance is 50%. In a bivariate mode, this possibility is presented more accurately. With a possibility of exceedance of 50%, it can be observed that the total sediment load at Chalekhmaz station during the studied period is about 400 tons per day. This is about 56% higher than its

1 and 2- Ph.D. Candidate of Water Resources and Associate Professor, Department of Water Engineering, University of Birjand, Birjand, Iran, respectively.
(*- Corresponding Author Email: y.ramezani@birjand.ac.ir)
3- Professor, Department of Civil and Environmental Engineering, Politecnico di Milano, Milan, Italy
4- Associate Professor, Department of Water Engineering, Shahrekord University, Shahrekord, Iran
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.81812

univariate mode, which is the average long-term of the total sediment load is closer to the Chalekhmaz station.

Conclusion: By comparing the bivariate analysis and its return period with univariate mode, the results indicated that more accurate calculation. Also the results showed the estimation of total sediment load is closer to the total sediment load of the Chalekhmaz station in bivariate analysis mode. Also, the results showed that in univariate mode, estimation of total sediment load at Chalekhmaz station was less than its actual value during the two-year return period. Regarding the results, the generated return curves can be used as the type curves for the management of water resources in the basin.

Keywords: Chalekhmaz, Copula function, Galambos, Lake Urmia, Marginal distribution

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 349-364

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۶۴-۳۴۹

مقاله علمی-پژوهشی

شبیه‌سازی مساحت خیس شده پیاز رطوبتی در سیستم آبیاری قطره‌ای پالسی

بختیار کریمی[1*]- نظیر کریمی[2]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۶/۱۱
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۰

چکیده

از پارامترهای مهم در طراحی سیستم‌های آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی در نظر گرفتن الگوی سطح خیس شده بالای و پایین قطره‌چکان می‌باشد. در این تحقیق از یک مدل فیزیکی شفاف (مکعب مستطیل) از جنس پلی‌کربنات به ابعاد ۰/۵×۱×۳ استفاده شد و آزمایشات بر روی سه نوع بافت خاک (سبک، متوسط و سنگین)، با سه نوع دبی قطره چکان (۲، ۴ و ۶ لیتر در ساعت)، در سه عمق مختلف نصب قطره‌چکان (صفر، ۱۵ و ۳۰ سانتی‌متری) به انجام رسید. همچنین این آزمایشات برای دو نوع سیستم آبیاری پیوسته و پالسی صورت گرفت که در آبیاری پالسی، زمان قطع و وصل پالس‌ها مقادیر ۳۰-۳۰، ۲۰-۴۰ و ۴۰-۲۰ دقیقه در نظر گرفته شد که عدد اول بیانگر زمان آبیاری و عدد دوم زمان استراحت سیستم در هر چرخه خواهد بود. سپس با استفاده از آنالیز رگرسیون غیرخطی و در نظر گرفتن متغیرهای زمان آبیاری، دبی قطره‌چکان، هدایت هیدرولیکی اشباع، درصد شن و سیلت و رس، چگالی ظاهری خاک، رطوبت اولیه خاک، عمق نصب قطره‌چکان و همچنین نسبت پالس (نسبت زمان آبیاری در هر چرخه به زمان کل یک چرخه) روابطی برای تخمین سطح خیس شده جبهه رطوبتی ارائه گردید. نتایج مقایسه بین مقادیر اندازه گیری و شبیه‌سازی شده نشان داد که مدل رگرسیون غیر خطی با دقت بالایی سطح خیس شده جبهه رطوبتی را برآورد می‌کند. در نظر گرفتن این روابط در طراحی سامانه‌های آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی می‌تواند باعث بهبود عملکرد این سیستم‌ها شود.

واژه‌های کلیدی: آبیاری قطره‌ای، پیاز رطوبتی، شبیه‌سازی، مساحت خیس شده، مدیریت آبیاری

مقدمه

در میان روش‌های آبیاری، آبیاری قطره‌ای به علت راندمان مصرف آب بالا و عملکرد بالای محصول دارای مقبولیت بیشتری در مناطق خشک و نیمه خشک می‌باشند. طراحی و مدیریت مناسب سیستم‌های آبیاری قطره‌ای به شدت نیازمند فهم درست از الگوی توزیع رطوبت اطراف قطره‌چکان می‌باشد (۴، ۵، ۱۰، ۱۴، ۱۸، ۱۹، ۲۳، ۲۴ و ۲۹). توزیع رطوبت در خاک برای سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی (DI[2]) و سیستم آبیاری قطره‌ای زیرسطحی (SDI[3]) به پارامترهایی از قبیل دبی خروجی قطره‌چکان، فاصله قطره‌چکان‌ها، ساختمان خاک، محل قطره‌چکان (سطحی یا زیر سطحی)، روش کاربرد آب (پیوسته یا پالسی) و خصوصیات فیزیکی خاک دارد (۱). آبیاری قطره‌ای پالسی یکی از روش‌های آبیاری می‌باشد که شامل مجموعه‌ای از چرخه‌ها می‌باشد که هر کدام از چرخه‌ها از یک فاز آبیاری و یک فاز استراحت تشکیل شده است (۱۷ و ۲۷). آبیاری قطره‌ای پالسی با مدیریت خوب، پتانسیل زیادی در بهبود توزیع یکنواختی آب در خاک را به همراه دارد. در آبیاری قطره‌ای پالسی به جای اینکه از ابتدا تا انتهای آبیاری جریان پیوسته‌ای از آب در داخل خاک برقرار باشد، جریان آب به دفعات متناوب قطع و وصل می‌شود. هر دوره زمانی دارای یک زمان وصل جریان (مدت زمانی که آب در خاک جریان دارد) و زمان قطع (مدت زمان بین پایان جریان ارسالی و شروع دوره زمانی جریان بعدی) می‌باشد که می‌تواند به صورت ثابت و یا متغیر باشد؛ بنابراین دوره زمانی هر جریان آب، برابر با مجموع زمان قطع و وصل می‌باشد (۲۶). نتایج برخی از مطالعات انجام شده بر روی سیستم آبیاری پالسی نشان می‌دهد که توزیع رطوبت در سیستم آبیاری پالسی با سیستم آبیاری پیوسته دارای مقادیر متفاوتی می‌باشد (۲۰ و ۲۶). با طراحی و مدیریت مناسب در سیستم آبیاری پالسی می‌توان انتظار یکنواختی توزیع رطوبت و راندمان بالا را با بکارگیری حجم محدود آب در ناحیه توسعه ریشه داشت (۲۶). مطالعات زیادی در زمینه تخمین ابعاد پیاز رطوبتی در سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی به انجام رسیده است (۲، ۳، ۶، ۷، ۸، ۲۸، ۳۱، ۳۲ و ۳۳). سوبایا (۳۴) با ارائه یک مقاله مروری رایجترین

۱ و ۲- به‌ترتیب استادیار و دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: bakhtiar.karimi@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.82228
2- Surface drip irrigation
3- Subsurface drip irrigation

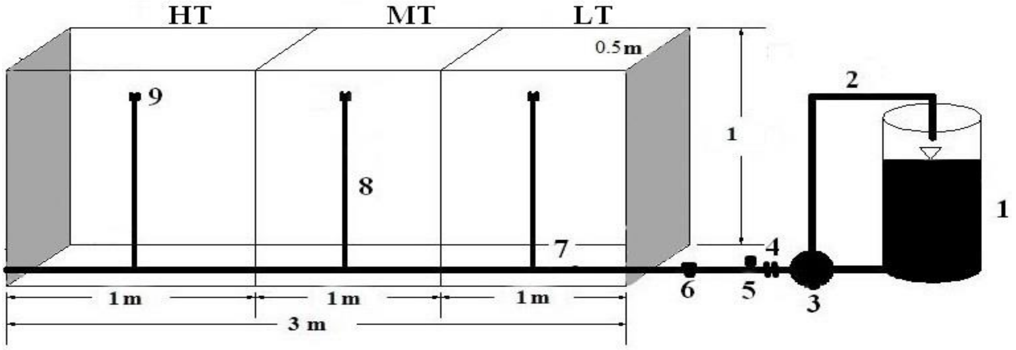
مدل‌های ارائه شده در زمینه مدل‌سازی الگوی توزیع رطوبت را با جزئیات کامل ارائه نمودند. با توجه به اینکه بیشتر مطالعات ذکر شده در بالا برای مدل‌سازی ابعاد پیاز رطوبتی (توزیع افقی و عمودی) در آبیاری پیوسته بوده و مطالعات اندکی در زمینه آبیاری پالسی صورت گرفته است. همچنین یکی از استراتژی‌های مهم برای بهبود وضعیت طراحی در سیستم‌های آبیاری قطره‌ای در نظر گرفتن مساحت خیس شده بالا و پایین قطره‌چکان می‌باشد (۱۱ و ۱۲) که در تحقیقات قبلی کمتر به آن توجه شده است. محمد بیگی و همکاران(۲۶) بااستفاده از آنالیز ابعادی و قضیه π باکینگهام و با در نظر گرفتن سه متغیر (هدایت هیدرولیکی اشباع، دبی خروجی از قطره‌چکان و زمان آبیاری) روابطی را برای برآورد ابعاد پیاز رطوبتی (توزیع افقی و عمودی) در سامانه آبیاری قطره‌ای سطحی پالسی و پیوسته پیشنهاد دادند. آنها نشان دادند این روابط دارای کارایی قابل قبولی در این زمینه می‌باشند. کریمی و علی نظری (۱۵) و همچنین کریمی و کریمی (۱۶) به ترتیب شکل کامل پیاز رطوبتی در سیستم آبیاری قطره‌ای زیر سطحی و سرعت پیشرویی جبهه رطوبتی خاک در سیستم آبیاری پالسی را با استفاده از رگرسیون غیر خطی مورد ارزیابی قرار دادند و نتایج حاصل از این دو تحقیق نشان داد که تکنیک رگرسیون توانایی قابل توجهی در تخمین پارامترهای مذکور دارد.

با توجه به جمیع موارد فوق، قابل ذکر است که مطالعات اندکی در زمینه سیستم آبیاری پالسی صورت گرفته و بیشتر مطالعات صورت گرفته در زمینه سیستم آبیاری پیوسته و برای مدل‌سازی ابعاد پیاز رطوبتی می‌باشد. همچنین تحقیقات صورت گرفته در زمینه آبیاری قطره‌ای زیر سطحی نیز چندان زیاد نمی‌باشد. از آنجائیکه در کنار ابعاد پیاز رطوبتی (توزیع در جهت افقی و عمودی)، مساحت خیس شده پیاز رطوبتی نیز از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. پس هدف اصلی این تحقیق مدل‌سازی مساحت خیس شده پیاز رطوبتی در سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی با کاربرد پیوسته و پالسی می‌باشد. همچنین با توجه به اینکه بیشتر محققین به علت سهولت استفاده از مدلهای تجربی (بخصوص مدل رگرسیون غیر خطی)، این تکنینک را برای مدل‌سازی استفاده نموده‌اند (۱ و ۲۵). پس در این تحقیق جهت مدل‌سازی مساحت خیس شده پیاز رطوبتی از مدل رگرسیون غیر خطی استفاده گردید.

مواد و روش‌ها

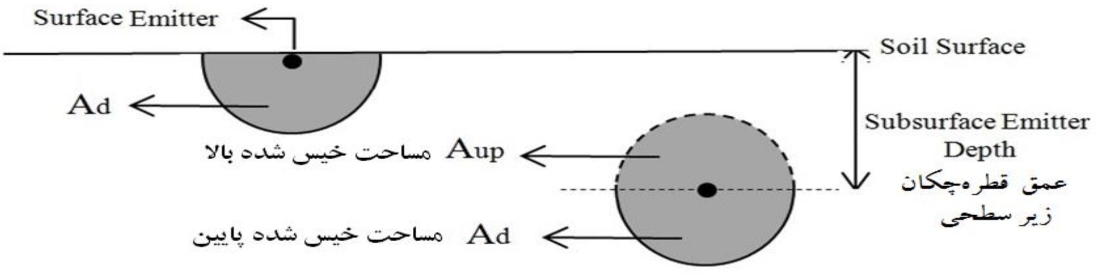
این آزمایشات در فاصله زمانی ۱۵ فروردین ۱۳۹۵ تا ۲۰ مهر ۱۳۹۶ به طول انجامید. به منظور انجام آزمایشات مدلی از مکعب مستطیل با ابعاد (۰/۵×۱×۳) متر در دانشکده کشاورزی دانشگاه کردستان ساخته شد. به منظور مشاهده و اندازه‌گیری جبهه پیشروی رطوبت، صفحه جلویی مدل از جنس پلی‌کربنات تخت و سایر قسمت‌های آن از جنس فلز ساخته شد. برای راحتی انجام آزمایش، این مدل به سه بخش مساوی تقسیم گردید و همزمان سه آزمایش صورت می‌گرفت. همچنین، به منظور محاسبه جبهه پیشروی رطوبت در جهات مختلف، قسمت جلویی مدل به وسیله متر پارچه‌ای و به صورت کاملا تراز در دو جهت افقی و عمودی درجه‌بندی گردید. همچنین به منظور جلوگیری از جریانات ترجیحی در حین آزمایش، با استفاده از مالیدن چسپ بر روی سطح پلی‌کربنات تخت و سپس پاشیدن شن‌های زبر بر روی آن یک سطح نسبتاً زبر ایجاد گردید به گونه‌ای که شفافیت صفحه جلویی مدل را حفظ کرده بود (۹). کلیه لوازم و تجهیزات یک سیستم آبیاری قطره‌ای متناسب با شرایط واقعی مزرعه در مدل فیزیکی شبیه‌سازی گردید. بطوریکه آب به وسیله پمپ و از طریق لوله‌های پلی‌اتیلن (لوله اصلی با قطر ۳۲ میلی‌متر ولوله نیمه اصلی و لاترال به ترتیب با قطرهای ۲۰ و ۱۶ میلی‌متر) از یک مخزن ۲۰۰ لیتری به قطره‌چکان‌ها منتقل گردید. همچنین در مسیر انتقال آب از شیر فلکه (به منظور هدایت جریان)، فیلتر توری (به منظور جلوگیری از گرفتگی قطره‌چکان‌ها و عدم یکنواختی توزیع)، فشارسنج (به منظور اعمال یک فشار ثابت در کلیه آزمایشات) و شیر قطع و وصل جریان (به منظور کنترل جریان به داخل هر محفظه) استفاده گردید. کلیه آزمایشات در فشار ثابت ۲ بار به انجام رسید و با توجه به اینکه مقدار دبی خروجی خیلی کم بود به منظور کاهش فشار وارده به سیستم یک مجموعه بای‌پس نیز طراحی گردید (۱۲ و ۱۳). در شکل ۱ نمای کاملی از موقعیت قرارگیری کلیه تجهیزات مورد استفاده در این تحقیق آورده شده است. در کل تعداد ۱۰۸ آزمایش در این تحقیق به انجام رسیده است که بر روی سه نوع بافت خاک (سبک، متوسط و سنگین) که مشخصات فیزیکی آن‌ها در جدول ۱ آمده است. در این تحقیق هدایت هیدرولیکی اشباع با استفاده از نرم‌افزار Rosetta تخمین زده شد (۳۰). پر کردن هر محفظه از خاک خشک شده مطابق با وزن مخصوص ظاهری هر خاک صورت گرفت و سپس به منظور پایداری خاک و توزیع یکنواخت رطوبت اولیه، خاک داخل محفظه‌ها به مدت ۲۴ الی ۴۸ ساعت در قرار داده می‌شد (۱). در این آزمایشات تغییرات مقادیر اولیه رطوبت در آزمایش‌های مختلف کم می باشد و این شرایط مطابق با شرایطی است که بیشتر مدلهای تجربی ارائه شده است (۲۲). این آزمایشات با سه نوع دبی قطره‌چکان (۲، ۴ و ۶ لیتر در ساعت)، در سه عمق مختلف نصب قطره‌چکان (صفر، ۱۵ و ۳۰ سانتی‌متری) به انجام رسید. با توجه به رایج بودن نوع قطره‌چکان در بازار منطقه، از قطره‌چکان نتافیم استفاده گردید که مشخصات فنی آن در جدول ۲ آمده است. همچنین این آزمایشات برای دو نوع سیستم آبیاری پیوسته و پالسی صورت گرفت که در آبیاری پالسی، زمان قطع و وصل پالس‌ها (۳۰-۳۰، ۲۰-۴۰ و ۴۰-۲۰ دقیقه) که عدد اول زمان آبیاری و عدد دوم زمان استراحت سیستم در هر چرخه خواهد بود. با توجه به اینکه آزمایشات بر روی یک نیمکره

به انجام رسیده است برای تعمیم آن به شرایط واقعی بایستی مقدار دبی در عدد ۲ ضرب شود (۲۱). در این پژوهش به منظور تعیین مساحت خیس شده بالا و پایین قطره‌چکان، در زمان‌های مختلف تا انتهای آبیاری (مدت زمان ۴ ساعت) جبهه پیشروی آب بر روی صفحه پلی‌کربنات تخت با استفاده از ماژیک ترسیم گردید. در پایان هر آزمایش با تهیه عکسی از صفحه جلویی مدل و به کمک نرم‌افزار گرافر مقادیر مساحت خیس شده بالا و پایین محاسبه گردید. از جمله پارامترهای مهم مساحت خیس شده عبارتند از مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان (A_d) برای سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی و همچنین مساحت خیس شده بالای قطره‌چکان (A_{up}) برای سیستم آبیاری قطره‌ای زیر سطحی. با توجه به شکل ۲ مساحت خیس شده بالا و پایین قطره‌چکان برای سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی مشخص است.



شکل ۱- توصیف شماتیک از وسیله آزمایشگاهی ۱- منبع ۲- بای‌پس ۳- پمپ ٤- شرفلکه ٥- فشارسنج ٦- فیلتر ۷- لوله اصلی ۸- لوله نیمه اصلی ۹- شیر قطع و وصل

Figure 1- Schematic descriptions of the experimental device. 1-Reservoir 2- By-pass Assembly 3- Pump 4- Valve 5- Gage 6- Filter 7- Main Pipe 8- Sub-main Pipe 9- Off-on Valve



شکل ۲- شکل شماتیک توزیع مساحت خیس شده در سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی و زیرسطحی

Figure 2- Schematic picture of wetted area distribution in surface and subsurface drip irrigation

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی نمونه‌های خاک

Table 1- Physical properties of soil samples

نام نمونه Samples name	بافت خاک Soil texture	شن ٪ Sand%	سیلت ٪ Silt%	رس Clay%	چگالی ظاهری Bulk density (gr/cm^3)	هدایت هیدرولیکی Ks (cm/h)
HT*	Clay	26	26	48	1.30	0.85
MT**	Sandy-clay-loam	50	18	32	1.36	0.92
LT#	Loam-sandy	82	6	12	1.53	3.95

*Heavy texture (بافت سنگین)

**Medium texture (بافت متوسط)

#Light texture (بافت سبک)

جدول ۲- خصوصیات فنی قطره‌چکان‌های مورد استفاده

Table 2- Technical properties of used emitters

	دبی ۲ لیتر در ساعت Emitter discharge (q=2 Lit/hr)	دبی ٤ لیتر در ساعت Emitter discharge (q=4 Lit/hr)
ضریب یکنواختی توزیع (Distribution uniformity)	98	99
درصد ضریب تغییرات ساخت قطره چکان (Variety coefficients)	0.032	0.017

معیارهای ارزیابی

برای ارزیابی عملکرد مدل‌های ارائه شده در مقایسه با مقادیر مشاهداتی مساحت خیس دشه از پارامترهای آماری ضریب تبین در سطح پنج درصد (R^2)، میانگین خطای مطلق (MAE)، ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE)، شاخص پراکندگی (SI) و شاخص ناش ساتکلیف (NSE) به‌ترتیب از روابط ۱ تا ۵ استفاده شد:

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^{n}(O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(O_i - \bar{O})^2 \sum_{i=1}^{n}(P_i - \bar{P})^2}}\right]^2 \qquad (۱)$$

$$MAE = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{n}|O_i - P_i| \qquad (۲)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(O_i - P_i)^2}{N}} \qquad (۳)$$

$$SI = \frac{RMSE}{\bar{O}} = \frac{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(O_i - P_i)^2}{N}}}{\bar{O}} \qquad (۴)$$

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(O_i - \bar{O})^2} \qquad (۵)$$

که در آن‌ها O_i و $\bar{O}$ به ترتیب مقادیر مشاهداتی و میانگین مقادیر مشاهداتی، P_i مقادیر محاسباتی، $\bar{P}$ میانگین مقادیر محاسباتی و N تعداد داده‌ها است.

مدل‌های پیشنهادی

یکی از روش‌هایی که در شبیه‌سازی حرکت جبهه پیشروی آب مطرح است و اخیراً مطالعاتی نیز در این خصوص صورت گرفته است، روش تجربی رگرسیون غیرخطی است (۱ و ۲۵). مزیت این روش به این دلیل است که متغیرهای ورودی بیشتری برای تخمین در نظر می گیرد که با داشتن این پارامترها مدل می‌تواند شناخت بهتری از محیط پیچیده خاک داشته باشد. عوامل بسیاری بر روی سطح خیس شده پیاز رطوبتی خاک مؤثر هستند. بخشی از این عوامل با مشخصات فیزیکی خاک مرتبط هستند از جمله: هدایت هیدرولیکی اشباع، مقدار رطوبت اولیه، چگالی ظاهری و درصدهای شن، سیلت و رس می‌باشد. در حالیکه بخشی دیگر از این عوامل با پارامترهای سیستم آبیاری قطره‌ای وابسته هستند مانند: دبی قطره‌چکان، زمان سپری شده، موقعیت قطره‌چکان (سطحی یا زیرسطحی) و روش کاربرد آبیاری (پیوسته یا پالسی). با توجه به عوامل تاثیرگذار ذکر شده در این تحقیق یک مدل تجربی به منظور تخمین سطح خیس شده و با در نظر گرفتن پارامترهای دبی قطره‌چکان، هدایت هیدرولیکی اشباع، زمان کاربرد آبیاری، وزن مخصوص ظاهری خاک، عمق نصب قطره‌چکان، رطوبت اولیه خاک، عمق نصب قطره‌چکان و درصد شن و سیلت و رس برای سیستم‌های آبیاری پیوسته پیشنهاد گردید و در سیستم پیشنهادی آبیاری پالسی علاوه بر پارامترهای فوق نسبت پالس آبیاری (نسبت زمان آبیاری در یک چرخه به زمان کل در هر چرخه) نیز در نظر گرفته شد که فرم کلی معادله پیشنهادی در زیر آورده شده است. در این پژوهش تعداد داده‌های مورد استفاده جهت مدل‌سازی مساحت خیس شده پیاز رطوبتی در سیستم‌های قطره‌ای سطحی پیوسته ۱۰۸ و تعداد داده‌های مورد استفاده جهت مدل‌سازی مساحت پایین و بالای قطره چکان در سیستم زیرسطحی پیوسته ۲۲۰ می باشد که شکل کلی این مدلهای پیشنهادی در معادلات ۶، ۷ و ۸ آورده شده است و به شرح زیر می‌باشد.

$$A_d = at^{a_1} q^{a_2} k_s^{a_3} S^{a_4} Si^{a_5} C^{a_6} \rho_b^{a_7} \theta_i^{a_8} \qquad (۶)$$

$$A_d = bt^{b_1} q^{b_2} k_s^{b_3} S^{b_4} Si^{b_5} C^{b_6} \rho_b^{b_7} \theta_i^{b_8} Z^{b_9} \qquad (۷)$$

$$A_{up} = ct^{c_1} q^{c_2} k_s^{c_3} S^{c_4} Si^{c_5} C^{c_6} \rho_b^{c_7} \theta_i^{c_8} Z^{c_9} \qquad (۸)$$

و تعداد داده‌های مورد استفاده جهت مدل‌سازی مساحت خیس شده پیاز رطوبتی برای سیستم‌های قطره‌ای سطحی پالسی مقدار ۵۲۹ و برای مدل‌سازی مساحت پایین و بالای سیستم زیرسطحی پالسی به ترتیب مقدار ۹۳۲ و ۱۴۷۶ می باشد که شکل کلی این مدل‌های پیشنهادی در معادلات ۹، ۱۰ و ۱۱ آورده شده است و به شرح زیر است.

$$A_d = dt^{d_1} q^{d_2} k_s^{d_3} S^{d_4} Si^{d_5} C^{d_6} \rho_b^{d_7} \theta_i^{d_8} \left(\frac{T_{on}}{T_{tot}}\right)^{d_9} \qquad (۹)$$

(۱۰)

$$A_d = et^{e_1} q^{e_2} k_s^{e_3} S^{e_4} Si^{e_5} C^{e_6} \rho_b^{e_7} \theta_i^{e_8} Z^{e_9} \left(\frac{T_{on}}{T_{tot}}\right)^{e_{10}}$$

(۱۱)

$$A_{up} = ft^{f_1} q^{f_2} k_s^{f_3} S^{f_4} Si^{f_5} C^{f_6} \rho_b^{f_7} \theta_i^{f_8} Z^{f_9} \left(\frac{T_{on}}{T_{tot}}\right)^{f_{10}}$$

در مدلهای ارائه شده معادله ۵ و ۸ به ترتیب مربوط به سیستم آبیاری قطره ای پیوسته و پالسی می باشد و معادلات ۶ و ۷ به ترتیب مربوط به مساحت پایین و بالای قطره چکان در سیستم آبیاری قطره ای زیرسطحی پیوسته می باشد و همچنین معادلات ۹ و ۱۰ به ترتیب مربوط به مساحت پایین و بالای قطره چکان در سیستم آبیاری زیرسطحی پالسی می باشد. لازم به ذکر است در این روابط مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان (A_d)، مساحت خیس شده بالای قطره‌چکان (A_{up}) می باشد. همچنین زمان آبیاری (t) بر حسب دقیقه، دبی قطره‌چکان (Q) بر حسب لیتر در ساعت، هدایت هیدرولیکی اشباع خاک (K_s) بر حسب سانتی‌متر در ساعت، درصدهای شن و سیلت و رس (S، Si و C) بر حسب درصد، چگالی ظاهری خاک (ρ_b) بر حسب گرم بر سانتی‌متر مکعب، رطوبت اولیه خاک (θ_0) بر حسب درصد جرمی، عمق نصب قطره‌چکان در سیستم قطره‌ای زیرسطحی (Z) بر حسب سانتی‌متر و نسبت پالس آبیاری یا نسبت زمان آبیاری در یک چرخه بر زمان کل چرخه در سیستم قطره‌ای پالسی (T_{on}/T_{tot}) می‌باشد. همچنین ضرایب تجربی تمامی معادلات ذکر شده با استفاده از نرم‌افزار اکسل ۲۰۱۰ و به کمک Tool box solver بهینه‌سازی و محاسبه گردید. همچنین به منظور ارزیابی عملکرد و دقت این مدل‌ها، مقایسات آماری بین مدلهای پیشنهاد شده با مدل کریمی و همکاران (۱۲) ارائه شده صورت گرفت. کریمی و همکاران (۱۲) با استفاده از قضیه π باکینگهام و با استفاده از آنالیز ابعادی و با در نظر گرفتن سه متغیر (هدایت هیدرولیکی اشباع، دبی خروجی از قطره‌چکان و زمان آبیاری) روابطی را برای برآورد سطح خیس‌شده در سامانه آبیاری قطره‌ای سطحی و زیرسطحی پیشنهاد دادند.

$$A_d = 9.752\ (K_S)^{0.143}\ (Q)^{0.619}\ (t)^{0.762} \quad (۱۲)$$

$$A_d = 4.452\ (K_S)^{0.162}\ (Q)^{0.612}\ (t)^{0.775} \quad (۱۳)$$

$$A_{up} = 3.714\ (K_S)^{0.12}\ (Q)^{0.626}\ (t)^{0.747} \quad (۱۴)$$

$$A_{up} = 8.723\ (K_S)^{0.354}\ (Q)^{0.548}\ (t)^{0.903} \quad (۱۵)$$

معادله (۱۲) برای سیستم آبیاری سطحی، معادله (۱۳) برای سیستم آبیاری زیر سطحی، معادله (۱۴) برای سیستم آبیاری زیر سطحی (با عمق نصب قطره‌چکان ۱۵ سانتی‌متر) و معادله (۱۵) برای سیستم آبیاری زیر سطحی (با عمق نصب قطره‌چکان ۳۰ و ۴۵ سانتی‌متر) می‌باشد. در این معادلات: زمان آبیاری (t) بر حسب دقیقه، دبی خروجی از قطره‌چکان‌ها (q) بر حسب لیتر در ساعت، هدایت هیدرولیکی اشباع خاک (K_s) بر حسب متر بر ساعت و مساحت بالا و پایین قطره‌چکان بر حسب متر مربع می‌باشد.

نتایج و بحث

مقایسه سیستم آبیاری پالسی و پیوسته

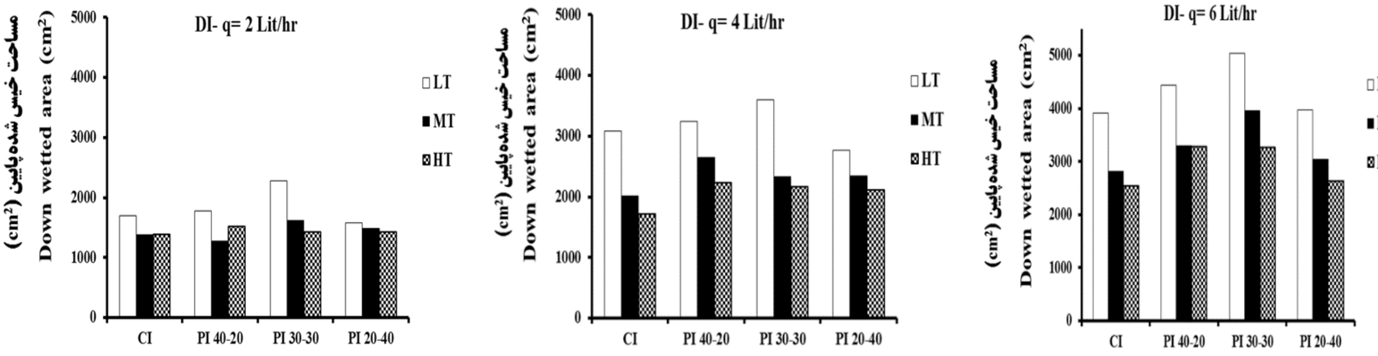
سطح خیس شده اطراف قطره‌چکان در سیستم های آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (۱۲). نتایج شکل‌های ۳، ۴ و ۵ نشان می‌دهد مساحت خیس شده اطراف قطره‌چکان برای شرایط کاربرد پالسی و پیوسته متفاوت می‌باشد و همچنین برای آزمایش‌های مختلف در سیستم آبیاری پالسی نیز سطح خیس شده اطراف قطره‌چکان متفاوت می‌باشد. همچنین نتایج اشکال ۳ و ۴ نشان می‌دهد که بیشترین و کمترین سطح خیس شده پایین قطره‌چکان (برای سیستم‌های آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی) به ترتیب مربوط به خاکهای شنی و رسی می‌باشد زیرا در خاک‌های شنی منافذ درشت‌تر می‌باشد و آب قابلیت گسترش در جهت عمودی (به سمت پایین) را بیشتر دارد و برعکس در خاک‌های رسی خاک قابلیت حرکت به سمت پایین را ندارد. همچنین بیشترین سطح خیس شده بالای قطره‌چکان در سیستم آبیاری زیر سطحی مربوط به خاک‌های لومی و رسی می‌باشد و این بدین خاطر می‌باشد که در این خاک‌ها هدایت موئینگی بیشتر می‌باشد و آب قابلیت گسترش به سمت بالا را بیشتر دارد (شکل ۵). نتایج شکل ۳ نشان می‌دهد که در سیستم آبیاری سطحی که بیشترین سطح خیس شده پایین قطره‌چکان مربوط به PI(30-30) با دبی ۶ لیتر در ساعت می‌باشد و کمترین سطح خیس شده پایین قطره‌چکان مربوط به سیستم آبیاری پیوسته با دبی ۲ لیتر در ساعت می‌باشد. نتایج شکل ۴ نشان می‌دهد که بیشترین مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان (برای سیستم آبیاری زیر سطحی) مربوط به PI(30-30) می‌باشد و همانطور که از اشکال ۴ و ۵ نتیجه می‌شود که در تمام مورد بررسی با افزایش دبی قطره‌چکان‌ها سطح خیس شده بالا و پایین به طور قابل ملاحظه‌ای افزایش می‌یابد. همچنین نتایج شکل ۵ نشان می‌دهد که با افزایش عمق نصب قطره‌چکان در سیستم آبیاری قطره‌ای زیر سطحی اختلاف بین سطح خیس شده بالای قطره‌چکان در خاک‌های لومی و رسی در مقایسه با خاک شنی بیشتر می‌شود و به عبارت دیگر در خاک‌های شنی با افزایش عمق نصب قطره‌چکان امکان رسیده جبهه حرکت آب به سطح زمین به مراتب کمتر از خاک‌های لومی و رسی می‌باشد. پس جهت استفاده از سیستم آبیاری زیر سطحی برای خاک‌های شنی بایستی عمق نصب قطره‌چکان کمتر در نظر گرفته شود. این نتایج با پژوهش کریمی و همکاران (۱۱) همخوانی دارد.

مدل‌های پیشنهادی

ارزیابی عملکرد مدل‌های ارائه شده

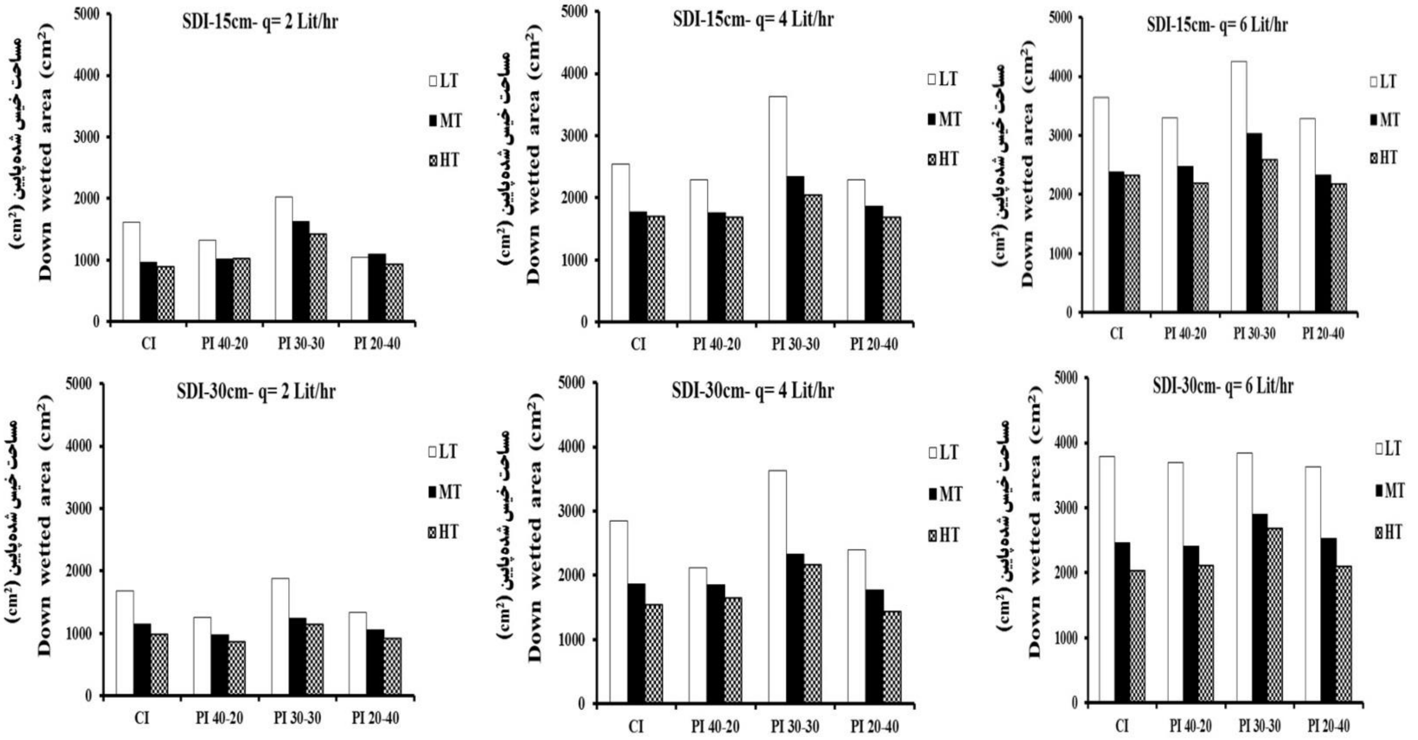
در این تحقیق به کمک داده‌های آزمایشگاهی و با استفاده از تولبار Solver در برنامه مایکروسافت آفیس ۲۰۱۰ و با انجام آنالیز رگرسیون غیر خطی ضرایب معادلات (۴) تا (۹) بهینه گردید و مقادیر این ضرایب در جدول ۳ آورده شده است. نتایج جدول ۳ نشان می‌دهد

که مدل پیشنهادی برای سیستم آبیاری پیوسته و پالسی دارای عملکرد قابل قبولی می‌باشد و پارامترهای آماری در دامنه قابل قبولی می‌باشد (با توجه به تحقیق کریمی و همکاران، ۲۰۱۵). با توجه به جدول ۳ مقادیر پارامترهای آماری MAE، RMSE و R^2 برای پیش‌بینی سطح خیس شده پایین قطره‌چکان در سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی با کاربرد پیوسته (معادله ۴) به ترتیب مقادیر ۰/۰۰۳۱، ۰/۰۰۴ و ۰/۹۹ می‌باشد. این مقادیر برای سطح خیس شده پایین قطره‌چکان در سیستم آبیاری قطره‌ای زیر سطحی پیوسته (معادله ۵) به ترتیب مقادیر ۰/۰۰۲۵، ۰/۰۰۳۳ و ۰/۹۹ می‌باشد. همچنین این مقادیر برای پیش‌بینی سطح خیس شده بالای قطره‌چکان (معادله ۶) به ترتیب مقادیر ۰/۰۰۳۹، ۰/۰۰۴۴ و ۰/۹۵ می‌باشد. همچنین در جدول ۳ مقادیر پارامترهای آماری ذکر شده برای تخمین سطح خیس شده پایین قطره‌چکان در سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی با کاربرد پالسی (معادله ۴) به ترتیب مقادیر ۰/۰۰۴۴، ۰/۰۰۵۷ و ۰/۹۹ می‌باشد. همچنین این مقادیر برای پیش‌بینی سطح خیس شده پایین و بالای قطره‌چکان در سیستم آبیاری قطره‌ای زیر سطحی (معادله ۷ و ۸) به ترتیب مقادیر ۰/۰۰۴۴، ۰/۰۰۵۶ ، ۰/۹۹ و ۰/۰۰۳۳، ۰/۰۰۴۴ ، ۰/۹۶ می‌باشد. این نتایج بیانگر این است که مدل‌های پیشنهادی در سیستم آبیاری پیوسته و پالسی دارای عملکرد مناسبی می‌باشند.



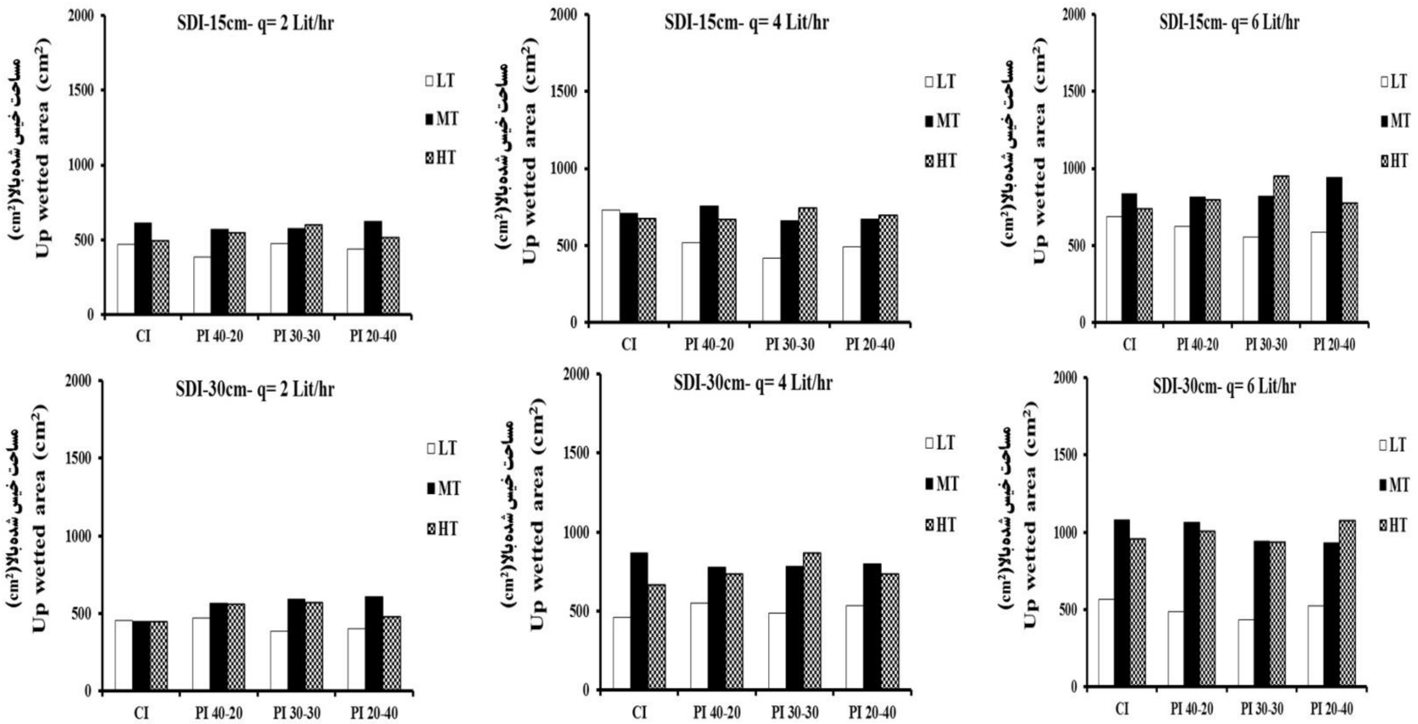
شکل ۳- مقایسه مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان برای سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی پیوسته و پالسی

Figure 3- Comparison of down wetted area of emitter for continuous and pulse surface drip irrigation



شکل ٤- مقایسه مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان برای سیستم آبیاری قطره‌ای زیرسطحی پیوسته و پالسی

Figure 4- Comparison of down wetted area of emitter for continuous and pulse subsurface drip irrigation



شکل ۵- مقایسه مساحت خیس شده بالای قطره‌چکان برای سیستم آبیاری قطره‌ای زیر سطحی پیوسته و پالسی

Figure 5- Comparison of up wetted area of emitter for continuous and pulse subsurface drip irrigation

جدول ۳- ضرایب مدل‌های پیشنهادی با شاخص‌های آماری

Table 3- The coefficients of the suggested models with statistical indices

Eq. (4)	a	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6	a_7	a_8	-	-	MAE	RMSE	R^2
	1.745	0.754	0.613	0.126	0.207	0.174	0.118	0.824	-0.253	-	-	0.0031	0.004	0.99
Eq. (5)	b	b_1	b_2	b_3	b_4	b_5	b_6	b_7	b_8	b_9	-	MAE	RMSE	R^2
	0.885	0.76	0.733	0.347	0.205	0.147	0.085	0.87	0.057	0.039	-	0.0025	0.0033	0.99
Eq. (6)	c	c_1	c_2	c_3	c_4	c_5	c_6	c_7	c_8	c_9	-	MAE	RMSE	R^2
	1.171	0.495	0.514	-0.181	0.316	0.292	0.107	1.097	-0.308	0.058	-	0.0036	0.0044	0.95
Eq. (7)	d	d_1	d_2	d_3	d_4	d_5	d_6	d_7	d_8	d_9	-	MAE	RMSE	R^2
	0.694	0.657	0.653	0.378	0.291	0.365	0.267	0.899	-0.188	0.777	-	0.0044	0.0057	0.99
Eq. (8)	e	e_1	e_2	e_3	e_4	e_5	e_6	e_7	e_8	e_9	e_{10}	MAE	RMSE	R^2
	0.327	0.679	0.834	0.075	0.475	0.124	0.096	2.111	0.363	-0.021	0.814	0.0044	0.0056	0.99
Eq. (9)	f	f_1	f_2	f_3	f_4	f_5	f_6	f_7	f_8	f_9	f_{10}	MAE	RMSE	R^2
	1.242	0.435	0.46	-0.143	0.265	0.264	0.166	1.431	0.168	0.064	0.494	0.0033	0.0044	0.96

سیستم آبیاری پیوسته

ارزیابی مقایسه بین داده‌های اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده برای سیستم آبیاری سطحی با کاربرد پیوسته نشان می‌دهد (جدول ۴) که در مدل پیشنهادی مقادیر خطای MAE برای پیش‌بینی سطح خیس شده پایین قطره‌چکان از ۰/۰۰۲۹تا ۰/۰۰۳۳ متر مربع متغیر می‌باشد در حالی که این مقادیر برای مدل کریمی و همکاران (۱۲) از ۰/۰۲۹۳ تا ۰/۰۵۰۳ متر مربع نوسان دارد. همچنین مقادیر RMSE برای مدل پیشنهادی از ۰/۰۰۳۶ تا ۰/۰۰۴۴ متر مربع متغیر می‌باشد و برای کریمی و همکاران (۱۲) از ۰/۰۳۷۷ تا ۰/۰۶۸۶ متر مربع متغیر است. این نتایج نشان می‌دهد که مدل پیشنهادی نسبت به مدل کریمی و همکاران (۱۲) که بر مبنای تحلیل ابعادی توسعه داده شده است، دارای عملکرد بهتری می‌باشد. همچنین در شکل ۶ مقایسه بین مقادیر اندازه‌گیری شده در مقایسه با مقادیر شبیه‌سازی شده (با خط نیمساز ۱:۱) نشان می‌دهد که مدل پیشنهادی عملکرد مناسبی در تخمین سطح خیس شده برای آبیاری قطره‌ای سطحی دارد. همچنین نتایج ارزیابی مدل پیشنهادی در جدول ۴ نشان می‌دهد که در سیستم آبیاری قطره‌ای زیر سطحی مقادیر MAE و RMSE برای پیش‌بینی سطح خیس شده پایین قطره‌چکان به ترتیب بین

۰/۰۰۳۹-۰/۰۰۱۶ و ۰/۰۰۳۹-۰/۰۰۲۱ متر مربع متغییر می‌باشد در حالی که این مقادیر برای مدل کریمی و همکاران (۱۲) به ترتیب ۰/۰۸۴۲-۰/۰۳۱۸ و ۰/۱۰۹۱-۰/۰۴۰۳ متر مربع نوسان دارد. همچنین در سیستم آبیاری زیر سطحی (پیش‌بینی سطح خیس شده پایین قطره‌چکان) مقادیر R^2 برای مدل پیشنهادی ۰/۹۹-۰/۹۸ و برای مدل کریمی و همکاران (۱۲) این مقادیر بین ۰/۹۹-۰/۹۶ متغییر است. این نتایج نشان می‌دهد که مدل پیشنهادی سطح خیس شده پایین قطره‌چکان را در سیستم آبیاری قطره‌ای زیر سطحی با دقت بالایی پیش‌بینی می‌کند. نتایج مقایسه بین مقادیر اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده نشان می‌دهد که در مدل پیشنهادی مقادیر MAE و RMSE برای پیش‌بینی سطح خیس شده بالای قطره‌چکان به ترتیب بین ۰/۰۰۴۵-۰/۰۰۲۶ و ۰/۰۰۵۲-۰/۰۰۳۶ متر مربع متغییر می‌باشد در صورتی‌که دامنه تغییرات این مقادیر برای مدل کریمی و همکاران (۱۲) به ترتیب ۰/۰۱۹۵-۰/۰۰۸۴ و ۰/۰۲۱۴-۰/۰۱۲۸ متر مربع می‌باشد که این هم به نوبه خود برتری مدل پیشنهادی را نسبت به مدل کریمی و همکاران (۱۲) نشان می‌دهد. همچنین مقادیر R^2 برای مدل پیشنهادی و مدل کریمی و همکاران (۱۲) به ترتیب بین ۰/۹۷-۰/۹۴ و ۰/۹۵-۰/۸۳ متر مربع نوسان دارد. همچنین در شکل ۷ مقادیر اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده با خط نیمساز ۱:۱ نشان می‌دهد که مدل پیشنهادی سطح خیس شده بالای و پایین قطره‌چکان زیر سطحی (با عمق ۱۵ و ۳۰ سانتی‌متر) را با خطای کمتری پیش‌بینی می‌کند.

سیستم آبیاری پالسی

نتایج شاخص‌های آماری جدول ۵ نشان می‌دهد که مدل پیشنهادی سطح خیس شده بالا و پایین قطره‌چکان را در سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی با کاربرد پالسی را با دقت قابل قبولی پیش‌بینی می‌کند (در مقایسه با تحقیق کریمی و همکاران (۱۲) شاخص‌های آماری به طور نسبی بهتر می‌باشد). نتایج مقایسه بین داده‌های اندازه‌گیری شده با داده‌های شبیه‌سازی شده نشان می‌دهد که مقادیر MAE و RMSE برای پیش‌بینی سطح خیس شده پایین قطره‌چکان (برای آبیاری قطره‌ای سطحی) به ترتیب بین ۰/۰۰۶۵-۰/۰۰۲۷ و ۰/۰۰۸۲-۰/۰۰۳۴ مترمربع متغییر می‌باشد و مقادیر R^2 نیز بین ۰/۹۹-۰/۹۸ نوسان می‌کند و این نشان دهنده عملکرد مناسب این مدلها می‌باشند.

جدول ٤- پارامترهای آماری برای مقایسه مقادیر اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده مساحت خیس شده بالا و پایین قطره‌چکان برای سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی پیوسته

Table 4- Statistical parameters for the comparison of measured and predicted values of up and down wetted area in continuous surface and subsurface drip irrigation

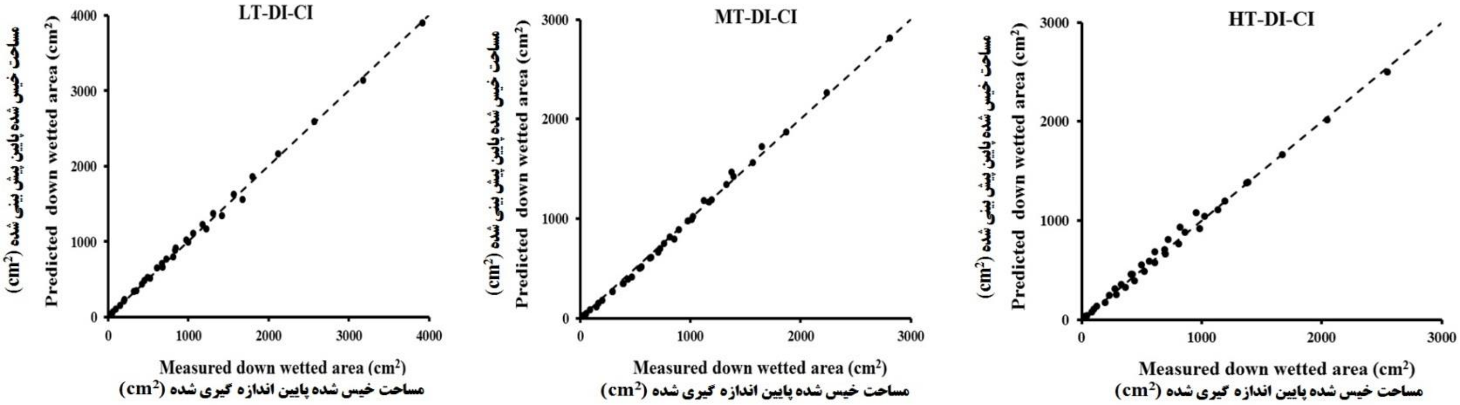
آزمایش (Experiment)	مساحت خیس شده (Wetted area)					
	R^2		MAE (m^2)		RMSE (m^2)	
	A_d	A_{up}	A_d	A_{up}	A_d	A_{up}
LT-DI	0.99 (0.99)	-	0.0031 (0.0503)	-	0.0041(0.0686)	-
MT-DI	0.99 (0.99)	-	0.0029 (0.0394)	-	0.0036 (0.0482)	-
HT-DI	0.99 (0.98)	-	0.0033 (0.0293)	-	0.0044 (0.0377)	-
LT-SDI-15	0.99 (0.99)	0.96 (0.88)	0.0024 (0.0743)	0.0037 (0.0133)	0.0031 (0.097)	0.0046 (0.0147)
LT-SDI-30	0.99 (0.99)	0.94 (0.91)	0.0019 (0.0842)	0.004 (0.0084)	0.0024 (0.1091)	0.0052 (0.0128)
MT-SDI-15	0.99 (0.99)	0.97 (0.94)	0.0018 (0.0477)	0.0035 (0.0195)	0.0021 (0.0628)	0.0041 (0.0214)
MT-SDI-30	0.99 (0.99)	0.97 (0.84)	0.0034 (0.0509)	0.0045 (0.017)	0.0039 (0.0655)	0.0052 (0.0199)
HT-SDI-15	0.98 (0.96)	0.96 (0.95)	0.0039 (0.0354)	0.0031 (0.0152)	0.0046 (0.0436)	0.0036 (0.0165)
HT-SDI-30	0.99 (0.99)	0.96 (0.83)	0.0016 (0.0318)	0.0026 (0.0114)	0.0029 (0.0403)	0.0039 (0.0134)

(اعداد داخل پرانتز مربوط به مدل کریمی و همکاران (۲۰۱۵) می‌باشد) The numbers in parentheses refer to the model of Karimi et al. 2015a

LT, MT and HT refer to light texture, medium texture and heavy texture, respectively (LT، MT و HT به ترتیب اشاره به بافت سبک، متوسط و سنگین دارد)

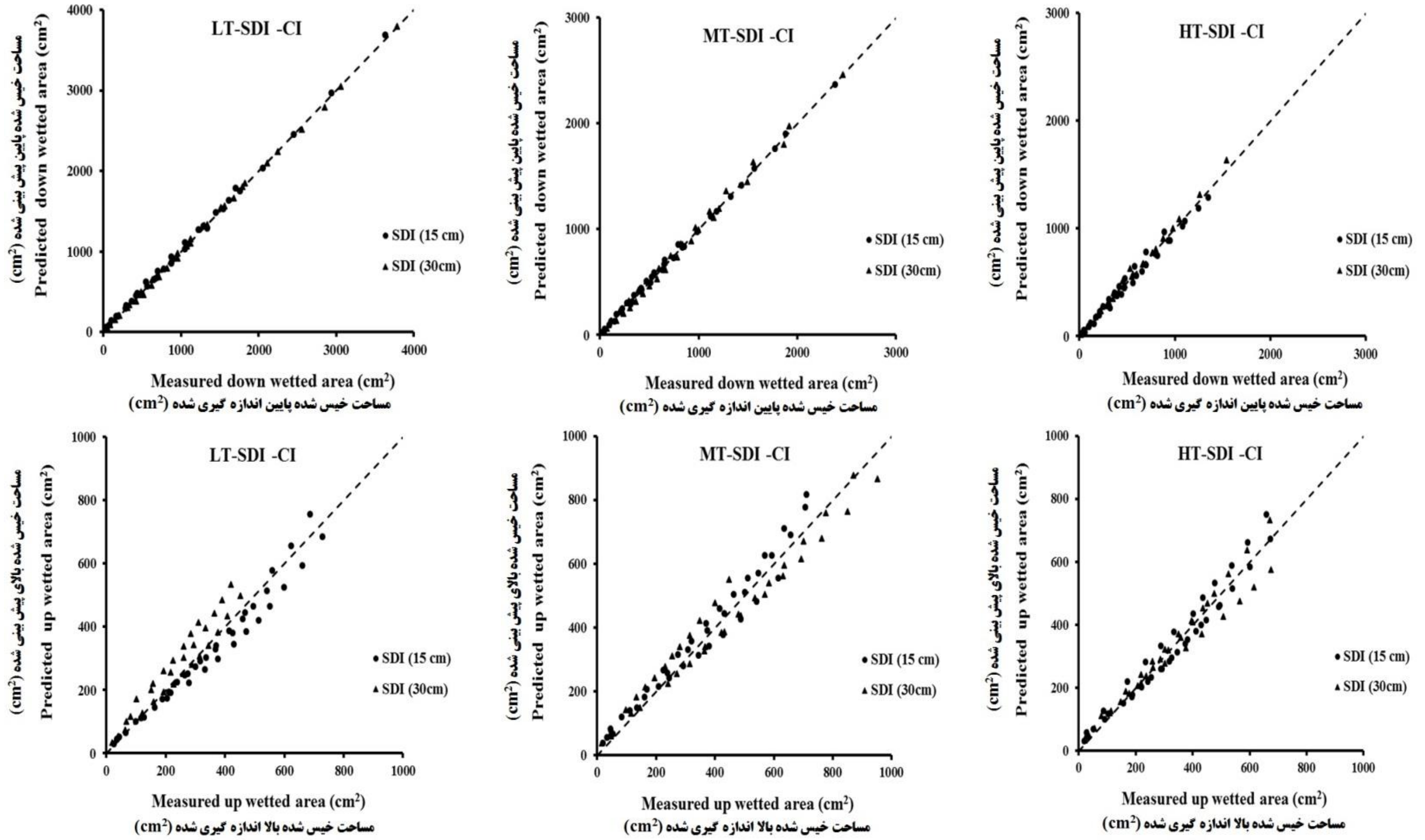
DI AND SDI-15 refer to surface drip irrigation and subsurface drip irrigation with installation depth 15 cm, respectively

DI و SDI-15 به ترتیب اشاره به سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی با عمق نصب ۱۵ سانتی‌متر دارد



شکل ٦- مقایسه مقادیر اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان برای سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی پیوسته با خط ۱:۱

Figure 6- Comparison of measured and predicted values of down wetted area for continuous surface drip irrigation with 1:1 line



شکل ۷- مقایسه مقادیر اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده مساحت خیس شده بالا و پایین قطره‌چکان برای سیستم آبیاری قطره‌ای زیر سطحی پیوسته با خط ۱:۱

Figure 7- Comparison of measured and predicted values of up and down wetted area for continuous subsurface drip irrigation with 1:1 line

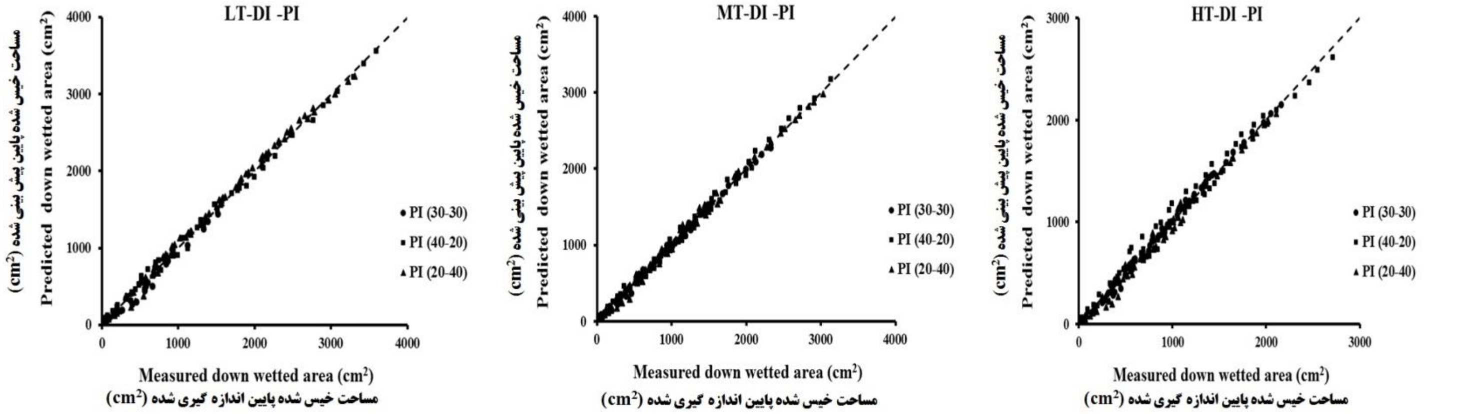
همچنین در شکل ۸ مقایسه بین مقادیر اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده با خط نیم ساز ۱:۱ نشان می‌دهد که مدل پیشنهادی برای تمامی پالس‌های مورد بررسی (۴۰-۲۰، ۳۰-۳۰ و ۲۰-۴۰) و برای تمامی خاک‌های مورد بررسی (MT,LT,HT) با دقت بالایی سطح خیس شده را در آبیاری قطره‌ای سطحی پیش‌بینی می‌کند. همچنین پارامترهای آماری جدول ۵ نشان می‌دهد که مدل پیشنهادی برای سیستم آبیاری قطره‌ای زیر سطحی با کاربرد پالسی نیز عملکرد مناسبی دارد و قادر است سطح خیس شده بالا و پایین قطره‌چکان را

با خطای کمتری پیش‌بینی کند. نتایج ارزیابی مدل مذکور نشان می‌دهد که دامنه تغییرات مقادیر MAE و RMSE برای پیش‌بینی سطح خیس شده پایین قطره‌چکان به ترتیب بین ۰/۰۰۷۷-۰/۰۰۲ و ۰/۰۰۹۸-۰/۰۰۳۲ متر مربع می‌باشد و دامنه تغییرات مقادیر R^2 بین ۰/۹۹-۰/۹۱ می‌باشد. همچنین این مدل‌ها سطح خیس شده بالای قطره‌چکان را نیز با خطای کمتری پیش‌بینی می‌کند و مقادیر MAE و RMSE برای آزمایش‌های مورد بررسی به ترتیب بین ۰/۰۰۶۷-۰/۰۰۱۵ و ۰/۰۰۷۷-۰/۰۰۱۹ متر مربع متغییر است و مقادیر R^2 بین ۰/۹۹-۰/۸۹ متغییر است. در شکل ۹ نتایج مقایسه بین مقادیر اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده با خط نیمساز ۱:۱ نشان می‌دهد که ارائه شده سطح خیس شده بالای قطره‌چکان زیرسطحی را نیز با دقت مناسبی پیش‌بینی می‌کند. علت اینکه مدل‌های پیشنهادی سطح خیس شده سطح خیس شده پایین قطره‌چکان را بهتر از سطح خیس شده بالای قطره‌چکان پیش‌بینی می‌کنند این است که در قطره‌چکانهای زیرسطحی هنگامیکه جبهه رطوبتی به سطح زمین می‌رسد شکل پیاز رطوبتی بالای قطره‌چکان از حالت نیم‌دایره یا نیم بیضی شکل خارج شده و از این زمان به بعد، افزایش مساحت خیس شده بالای قطره‌چکان به صورت یک شکل نامنظم می‌باشد و در جهت افقی جبهه رطوبتی مساحت افزایش می‌یابد اما جبهه رطوبتی پایین قطره‌چکان همیشه به صورت نیم دایره یا نیم بیضی می‌باشد و شکل کلی پیاز رطوبتی تغییر اساسی نمی‌کند و به همین دلیل مدل پیش‌بینی مناسبتری از آن دارد. همچنین نتایج ارزیابی کلی مدلهای ارائه شده در جدول ۶ نشان می‌دهد که پارامترهای آماری R^2، SI و NSE در سیستم آبیاری سطحی و زیر سطحی (با کاربرد پیوسته) و برای مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان به ترتیب ۰/۹۹، ۰/۰۴۸۳، ۰/۹۹۶ و ۰/۹۹، ۰/۰۴۴۱ ، ۰/۹۹۷ می‌باشد و همچنین این مقادیر برای مساحت خیس شده بالای قطره‌چکان ۰/۹۵، ۰/۱۳۲، ۰/۹۹۶ می‌باشد. همچنین پارامترهای آماری مذکور برای سیستم آبیاری سطحی و زیر سطحی (با کاربرد پالسی) و برای مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان به ترتیب ۰/۹۹، ۰/۰۵۴۸، ۰/۹۹۴ و ۰/۹۹، ۰/۰۷۹۵، ۰/۹۹ ، می‌باشد و برای مساحت خیس شده بالای قطره‌چکان ۰/۹۶، ۰/۱۰۹، ۰/۹۵۷ می‌باشد این پارامترهای آماری نشان می‌دهد که مدل‌های ارائه شده دارای کارایی بالایی می‌باشند.

جدول ۵- پارامترهای آماری برای مقایسه مقادیر اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده مساحت خیس شده بالا و پایین قطره‌چکان برای سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی پالسی

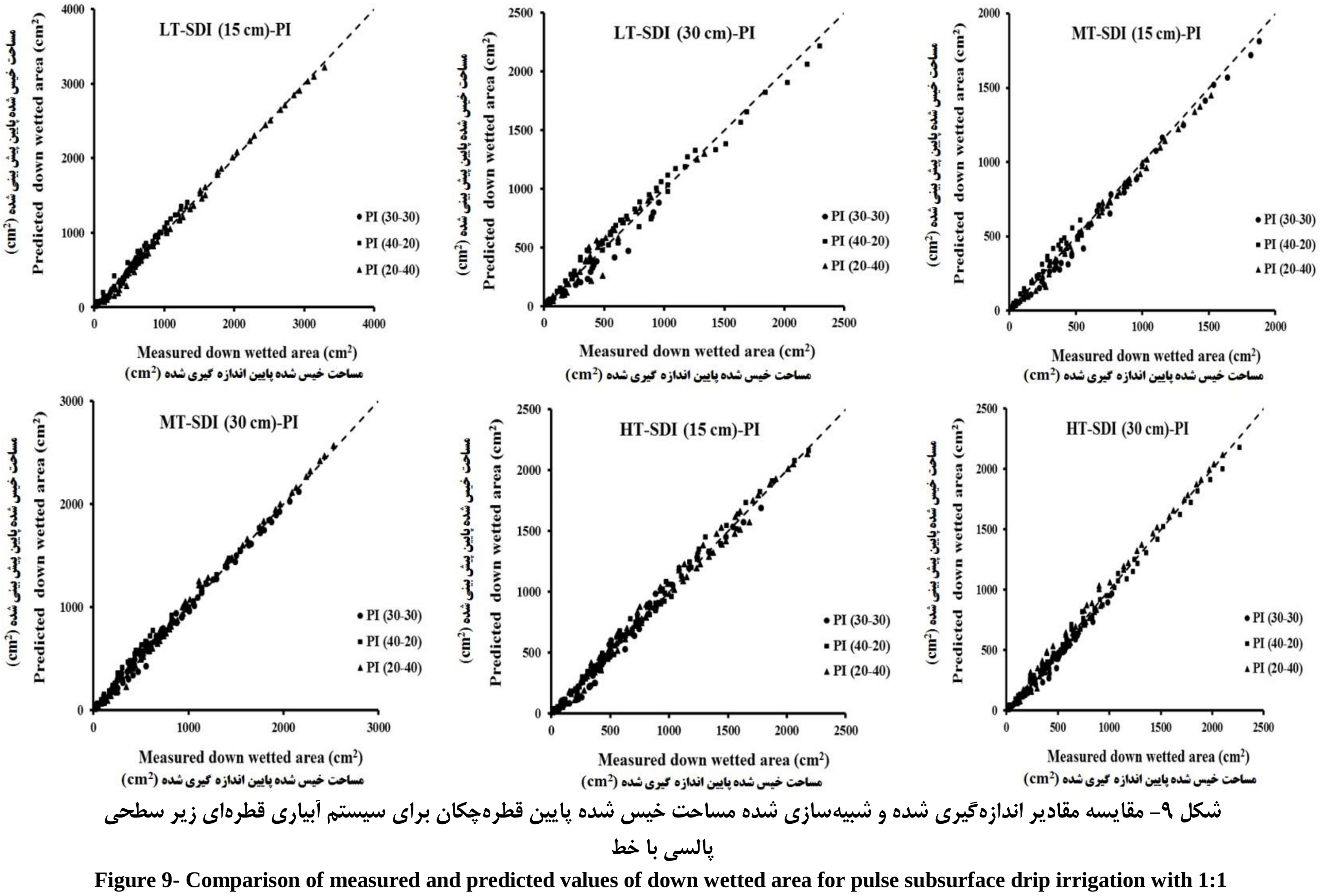
Table 5- Statistical parameters related to comparison of measured and predicted values of up and down wetted area for pulse surface and subsurface drip irrigation

آزمایش Experiment	پالسی Pulse	مساحت خیس شده Wetted area					
		R^2		MAE (m^2)		RMSE (m^2)	
		A_d	A_{up}	A_d	A_{up}	A_d	A_{up}
LT-DI	30-30	0.98	-	0.0065	-	0.0082	-
LT-DI	40-20	0.99	-	0.0049	-	0.0059	-
LT-DI	20-40	0.99	-	0.0047	-	0.0057	-
MT-DI	30-30	0.99	-	0.0029	-	0.0036	-
MT-DI	40-20	0.99	-	0.0048	-	0.0056	-
MT-DI	20-40	0.98	-	0.0038	-	0.0051	-
HT-DI	30-30	0.99	-	0.0027	-	0.0034	-
HT-DI	40-20	0.98	-	0.006	-	0.0077	-
HT-DI	20-40	0.99	-	0.0046	-	0.0058	-
LT-SDI-15	30-30	0.91	0.92	0.002	0.0034	0.0032	0.0041
LT-SDI-15	40-20	0.98	0.98	0.0056	0.0016	0.0066	0.0019
LT-SDI-15	20-40	0.99	0.95	0.0043	0.0033	0.0055	0.0044
LT-SDI-30	30-30	0.97	0.89	0.0077	0.0036	0.0098	0.0055
LT-SDI-30	40-20	0.98	0.91	0.0061	0.0049	0.0073	0.0058
LT-SDI-30	20-40	0.95	0.97	0.0054	0.0021	0.007	0.0027
MT-SDI-15	30-30	0.99	0.97	0.0052	0.0031	0.0064	0.004
MT-SDI-15	40-20	0.98	0.98	0.0039	0.002	0.0048	0.0027
MT-SDI-15	20-40	0.99	0.96	0.0035	0.0037	0.0042	0.0044
MT-SDI-30	30-30	0.99	0.99	0.0032	0.0021	0.0041	0.0026
MT-SDI-30	40-20	0.99	0.99	0.0051	0.0035	0.0066	0.0044
MT-SDI-30	20-40	0.99	0.99	0.0034	0.0015	0.0045	0.0019
HT-SDI-15	30-30	0.98	0.96	0.0057	0.0054	0.0069	0.007
HT-SDI-15	40-20	0.99	0.99	0.0034	0.0026	0.0045	0.0033
HT-SDI-15	20-40	0.99	0.99	0.0039	0.0041	0.0051	0.0046
HT-SDI-30	30-30	0.97	0.98	0.0056	0.0025	0.0068	0.0031
HT-SDI-30	40-20	0.99	0.99	0.0035	0.0026	0.0044	0.0031
HT-SDI-30	20-40	0.99	0.93	0.0042	0.0067	0.005	0.0077



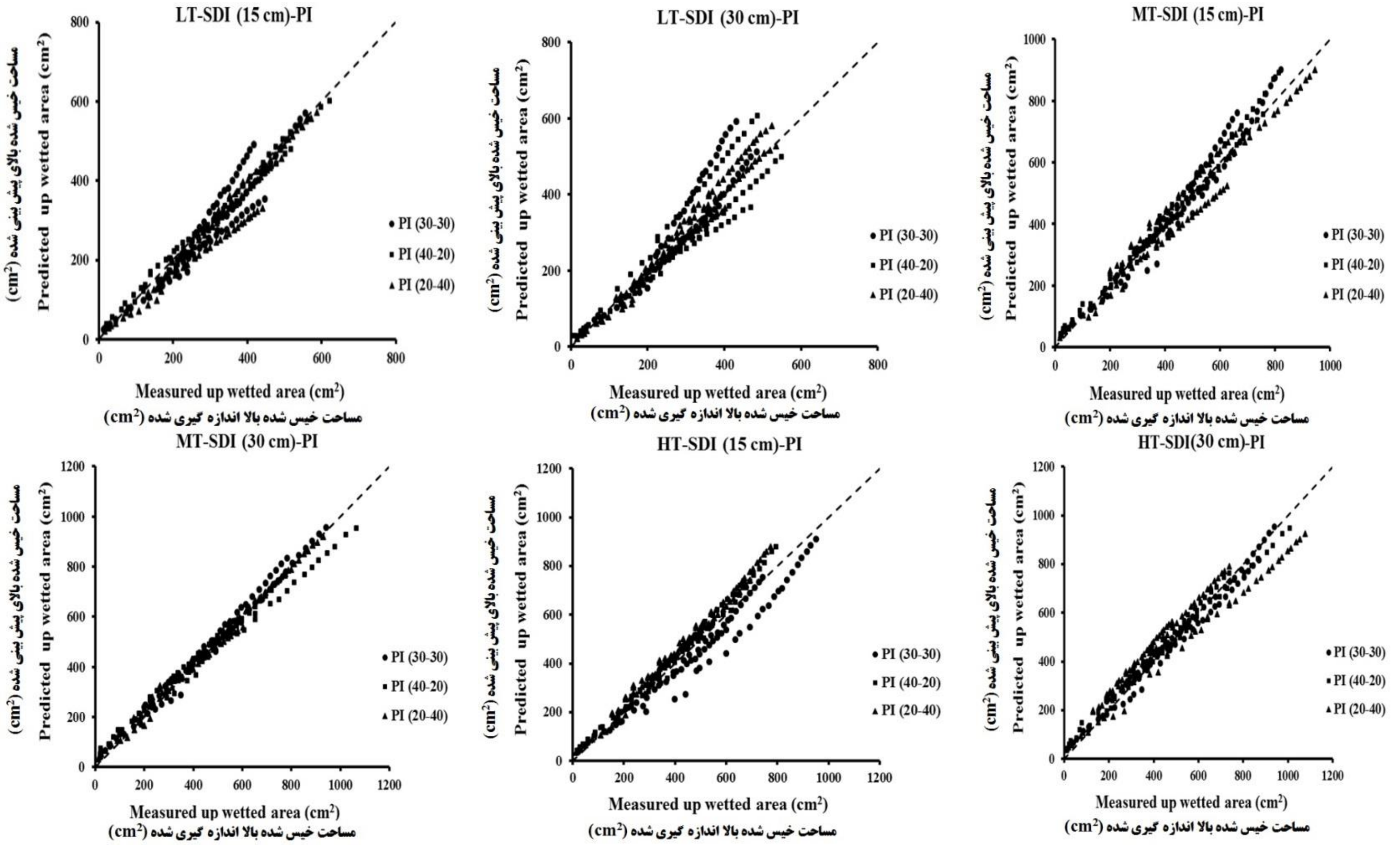
شکل ۸- مقایسه مقادیر اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان برای سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی پالسی با خط ۱:۱

Figure 8- Comparison of measured and predicted values of down wetted area for pulse surface drip irrigation with 1:1 line



شکل ۹- مقایسه مقادیر اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان برای سیستم آبیاری قطره‌ای زیر سطحی پالسی با خط

Figure 9- Comparison of measured and predicted values of down wetted area for pulse subsurface drip irrigation with 1:1 line



شکل ۱۰- مقایسه مقادیر اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده مساحت خیس شده بالای قطره‌چکان برای سیستم آبیاری قطره‌ای زیر سطحی پالسی با خط

Figure 10- Comparison of measured and predicted values of up wetted area for pulse subsurface drip irrigation with 1:1 line

جدول ٦- پارامترهای آماری برای ارزیابی کلی مدلهای ارائه شده در سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی

Table 5- Statistical parameters for general evaluation in surface and subsurface drip irrigation

پارامتر Parameter	کاربرد Application	مساحت خیس شده Wetted area					
		R^2		SI		NS	
		A_d	A_{up}	A_d	A_{up}	A_d	A_{up}
DI	Continuous	0.99	-	0.0483	-	0.996	-
SDI-Down	Continuous	0.99	-	0.0441	-	0.997	-
SDI-Up	Continuous	-	0.95	-	0.1338	-	0.951
DI	Pulse	0.99	-	0.0548	-	0.994	-
SDI-Down	Pulse	0.99	-	0.0795	-	0.99	-
SDI-Up	Pulse	-	0.96	-	0.109	-	0.96

نتیجه‌گیری

در این تحقیق مجموعه‌ای از آزمایشات برای سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی، با استفاده از سه دبی مختلف (۲، ۴ و ۶ لیتر در ساعت)، سه نوع خاک مختلف (رسی، لومی رسی شنی و شنی لومی)، برای دو سیستم آبیاری پیوسته و پالسی (با نسبت ۴۰-۲۰، ۳۰-۳۰ و ۲۰-۴۰) به انجام رسید. نتایج حاصل از آزمایشات نشان می‌دهد که مساحت خیس شده اطراف قطره‌چکان برای شرایط کاربرد پالسی و پیوسته، برای خاک‌های و دبی‌های مورد بررسی مقادیر متفاوتی می‌باشد. نتایج نشان داد که بیشترین سطح خیس شده پایین قطره‌چکان (برای سیستم‌های آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی) مربوط به خاک‌های شنی می‌باشد و همچنین بیشترین سطح خیس شده بالای قطره‌چکان در سیستم آبیاری زیر سطحی مربوط به خاک لومی و رسی می‌باشد. همچنین نتایج نشان داد که برای

آزمایش‌های مربوط به کاربرد آب، بیشترین سطح خیس شده پایین قطره‌چکان مربوط به سیستم آبیاری پالسی با کاربرد ۳۰-۳۰ می‌باشد. سپس با توجه به اهمیت مساحت خیس شده پیاز رطوبتی، با استفاده از آنالیز رگرسیون غیرخطی مدل‌های تجربی مختلفی برای پیش‌بینی سطح خیس شده بالا و پایین قطره‌چکان در سیستم‌های آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی ارئه گردید. سپس عملکرد مدل‌های پیشنهادی با مقایسه بین داده‌های اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان داد که مدل‌های تجربی پیشنهادی توانایی قابل قبولی در پیش‌بینی سطح خیس شده دارند. همچنین نتایج پارامترهای ارزیابی نشان داد که در آبیاری پیوسته و برای سیستم آبیاری سطحی و زیر سطحی و پارامترهای آماری R^2، SI و NSE برای مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان به ترتیب ۰/۹۹، ۰/۰۴۸۳، ۰/۹۹۶ و ۰/۹۹، ۰/۰۴۴۱ ، ۰/۹۹۷ می‌باشد و همچنین این مقادیر برای مساحت خیس شده بالای قطره‌چکان (در آبیاری زیر سطحی) ۰/۹۵، ۰/۱۳۲، ۰/۹۹۶ می‌باشد. همچنین در آبیاری پالسی پارامترهای آماری مذکور برای سیستم آبیاری سطحی و زیر سطحی و برای مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان به‌ترتیب ۰/۹۹، ۰/۰۵۴۸، ۰/۹۹۴ و ۰/۹۹، ۰/۰۷۹۵ ، ۰/۹۹ می‌باشد و برای مساحت خیس شده بالای قطره‌چکان ۰/۹۶، ۰/۱۰۹، ۰/۹۵۷ می‌باشد این پارامترهای آماری نشان می‌دهد که مدل‌های ارائه شده دارای کارایی بالایی می‌باشند. همچنین به طور نسبی مدلهای ارائه برای مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان (هم در سیستم پیوسته و هم بای پالسی) در مقایسه با مدل‌های ارائه شده برای تخمین مساحت خیس شده بالای قطره‌چکان دارای دقت به مراتب بیشتری می‌باشند. دلیل این امر بدین خاطر می‌باشند که این مدل‌ها که برای سیستم آبیاری زیر سطحی می‌باشد هنگامی که جبهه رطوبتی به سطح زمین می‌رسد الگو و شکل پیاز رطوبتی تغییر می‌کند و بدین خاطر مدل‌ها به خوبی تخمین دقیقی از مساحت خیس شده بالای قطره‌چکان ندارند ولی مدل‌های ارائه شده برای مساحت خیس شده پایین قطره‌چکان الگو پیاز رطوبتی به طور یکنواخت (به صورت نیم دایره) حفظ می‌شود. استفاده روابط در طراحی سامانه‌های آبیاری قطره‌ای سطحی و زیر سطحی می‌تواند به عنوان یک دستورالعمل مفید می‌تواند باعث بهبود عملکرد این سیستم‌ها گردد.

منابع

1- Al-Ogaidi A.A.M., Wayayok A., Rowshona M.K., and Abdullah A.F. 2016. Wetting patterns estimation under drip irrigation systems using an enhanced empirical model. Agricultural Water Management 176: 203-213.

2- Amin M.S.M., and Ekhmaj A.I.M. 2006. DIPAC- drip irrigation water distribution pattern calculator. In: 7th Int Micro Irrigation Congress PWTC, Kuala Lumpur,Malaysia, pp. 503–513.

3- Arbat G., Puig-Bargués J., Duran-Ros M., Barragán J., and Ramírez de Cartagena F. 2013. Drip-Irriwater: Computer software to simulate soil wetting patterns under surface drip irrigation. Computer and Electronic in Agriculture 98: 183–192.

4- Cook F.J., Thorburn P.J., Fitch P., and Bristow K.L. 2003. WetUp: a software tool to display approximate wetting patterns from drippers. Irrigation Science 22: 129–134.

5- Elmaloglou S., and Diamantopoulos E. 2010. Soil water dynamics under surface trickle irrigation as affected by soil hydraulic properties, discharge rate, dripper spacing and irrigation duration. Irriggation and Drainage. 263: 254–263.

6- Elmaloglou S., Soulis K.X., and Dercas N. 2013. Simulation of Soil Water Dynamics under Surface Drip Irrigation from Equidistant Line Sources. Water Resource Management. 27: 4131–4148.

7- Hammami M., and Zayani K. 2016. An analytical approach to predict the moistened bulb volume beneath a surface point source. Agricultural Water Management 166: 123–129.

8- Kandelous M.M., Liaghat A., and Abbasi F. 2008. Estimation of soil moisture pattern in subsurface drip irrigation using dimensional analysis method. Iranian Journal of Agricultural Science. 39(2): 371–378. (In Persian)

9- Kandelous M.M., and Simunek J. 2010. Numerical simulations of water movement in a subsurface drip irrigation system under field and laboratory conditions using HYDRUS-2D. Agricultural Water Management 97: 1070–1076.

10- Kandelous M.M., Simunek J., Van Genuchten M.Th., and Malek K. 2011. Soil Water Content Distributions between Two Emitters of a Subsurface Drip Irrigation System. Soil Physics 75 (2): 488–497.

11- Karimi B., Sohrabi T., Mirzaei F., and Rodriquez-Sinobas L. 2012. Evaluation of wetting area and water distribution on different soils in subsurface drip irrigation emitters. EGU General Assembly. Vienna, Austria. 22-27 April.

12- Karimi B., Mirzaei F., and Sohrabi T. 2015a. Developing Equations to Estimate Wetted Area Pattern for Surface and Subsurface Drip Irrigation Systems by Dimensional Analysis. Iranian Journal of Soil and Water Science 25(3): 241:252. (in Persian with English abstract)

13- Karimi B., Sohrabi T., Mirzaei F., and Ababaei B. 2015b. Developing Equations to Estimate the Advance Velocity of the Wetting Front in Surface and Subsurface Drip Irrigation Systems by Dimensional

Analysis. Iranian Journal of Soil and Water Science 25(1): 101:112. (in Persian with English abstract)
14- Karimi B., and Mohammadi P. 2018. Evaluation of Artificial Neural Network for estimating the Advance Velocity of the Wetting Front in Drip Irrigation. Iranian Journal of Water Research in Agriculture. 32(1): 79-92. (in Persian with English abstract)
15- Karimi B., and Alinazari F. 2019.Simulation of Full Shape of Wetting Bulb in Subsurface Drip Irrigation System with Nonlinear Regression Model. Iranian Journal of Water Research in Agriculture 33(2): 327-338. (in Persian with English abstract)
16- Karimi B., and Karimi N. 2019. Simulation of the advance Velocity of the Wetting Front in pulse Drip Irrigation Systems by nonlinear regression mode. Iranian Journal of Irrigation and Drainage 13(5): 1374-1387. (in Persian with English abstract)
17- Karmeli D., and Peri G. 1974. Basic principles of pulse irrigation. Irrigation and Drainage Division 100(3): 309-319.
18- Khanmohammadi N., and Besharat S. 2018. Wetting Pattern Dimensions Determination in Drip Irrigation by Coupling the HYDRUS-2D Software and Backingham π Theorem in Texturally Different Soils. Iranian Journal of Applied soil Reseach 6(2): 109-118. (in Persian with English abstract)
19- Khattak M.Sh., Ali W., Ajmal M., Khalil T.M., Ahmad J., Malik A., and Akbar Gh. 2017. Assessment of wetted irrigation patterns for inline and online emitters in different soil textures. Himalayan Earth Science. 50 (2): 149-163.
20- Levin I., Van Rooyen P.C., and Van Rooyen F.C. 1979. The effect of discharge rate and intermittent water application by point source irrigation on the soil moisture distribution pattern. Soil Science Society of America Journal 43: 8–16.
21- Li J., Zhang J., and Ren L. 2003. Water and nitrogen distribution as affected by fertigation of ammonium nitrate from a point source. Irrigation Science. 22(1): 19–30.
22- Li Jiusheng., Zhang J., and Rao M. 2004. Wetting patterns and nitrogen distributions as affected by fertigation strategies from a surface point source. Agricultural Water Management 67: 89–104.
23- Li J., Ji Hong-yan., Li Bei., and Li Yu-chun. 2007. Wetting Patterns and Nitrate Distributions in Layered-Textural Soils Under Drip Irrigation. Journal of Agricultural Sciences in China 6(8): 970-980.
24- Liu Zhigang., and Xu Qinchao. 2018. Wetting patterns estimation in cultivation substrates under drip irrigation. Desalination and Water Treatment 112: 319-324.
25- Malek K., and Peters R.T. 2011. Wetting pattern models for drip irrigation: new empirical model. Irrigation and Drainage Engineering 137: 530–536.
26- Mohammadbeigi A., Mirzaei F., and Ahraf N. 2017. Simulation of soil moisture distribution under drip irrigation pulsed and continuous in dimensional analysis method. Iranian Journal of Water and Soil Conservation 23(6): 163-180. (in Persian with English abstract)
27- Mostaghimi S., and Mitchell J.K. 1983. Pulsed trickling effect on soil moisture distribution. Journal of Water Resource Bulletin 19(4): 605–612.
28- Qiaosheng Sh., Zouxin L., Zhenying W., and Hayjung L. 2007. Simulation of the soil wetting shape under porous pipe sub-Irrigation using dimensional analysis. Irrigation and Drainage Engineering 125: 389- 398.
29- Samadianfard S., Sadraddini A.A., Nazemi A.H., Provenzano G., and Kisi O. 2012. Estimating soil wetting patterns for drip irrigation using genetic programming. Spanish Journal of Agricultural Research. 10: 1155–1166.
30- Schaap M.G., Leij F.J., and Van Genuchten M.T. 2001. Rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. Hydrology. 251: 163–176.
31- Schwartzman M., and Zur B. 1986. Emitter Spacing and Geometry of Wetted Soil Volume. Irrigation and Drainage Engineering 112(3): 242-253.
32- Šejna M., Simunek J., and Van Genuchten M.T. 2014. The HYDRUS Software Package for Simulating Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Porous Media, Version 2.04 (PC Progress, Prague, Czech Republic).
33- Singh D.K., Rajput T.B.S., Sikarwar H., and Ahmad V.T. 2006. Simulation of soil wetting pattern with subsurface drip irrigation from line source. Agricultural Water Management 83:130-134.
34- Subbaiah R. 2013. A review of models for predicting soil water dynamics during trickle irrigation. Irrigation Science 31: 225–258.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 349-364

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۶۴-۳۴۹

Simulation of Wetted Area of Moisture Bulb in Pulsed Drip Irrigation

B. Karimi[1*]- N. Karimi[2]
Received: 02-09-2019
Accepted: 09-02-2020

Introduction: Among irrigation methods, a drip irrigation system (surface and subsurface) is more acceptable in arid and semi-arid regions due to high water use efficiency and potential crop yield. Pulse drip irrigation (with suitable management practices) is one of the drip irrigation methods (includes a set of cycles, each cycle consisting of the irrigation phase and a resting phase) that have high potential to improve the uniformity of soil moisture distribution. Suitable design and management of pulse or/and continuous drip irrigation systems substantially require a proper understanding of the moisture distribution pattern around the emitter. One of the critical parameters concerning the moisture distribution pattern, taking into account the wetted area of emitter. Important parameters of the wetted area include the down wetted area (A_d) for the surface and subsurface drip irrigation system as well as the up wetted area of an emitter (A_{up}) for the subsurface drip irrigation. Modeling the wetted area pattern and considering this parameter in design as one of the criteria for increasing water efficiency in surface and subsurface drip irrigation systems is critical and important.

Materials and Methods: In this research, experiments were carried out in a transparent rectangular cube with dimensions of (3 * 1 * 0.5 m) using three different soil textures (fine, heavy, and medium). The drippers were installed at three different soil depths (surface, 15cm, and 30cm). The emitter discharge was considered 2.4, 4, and 6 lit/hr. Also, these experiments were carried out for two continuous and pulse irrigation systems. In pulse irrigation, the pulse cycles were considered 30-30, 20-40, and 40-20 min. The first number refers to the irrigation time, and the second number refers to the resting time of the system in each cycle. In this research, using a nonlinear regression model, empirical models were developed to predict the wetted area of the moisture front. The input parameters of the suggested model include emitter discharge, saturated hydraulic conductivity, application time, soil bulk density, emitter installation depth, initial soil moisture content, pulse ratio (the ratio of irrigation time to complete period of each cycle) and the proportions of sand, silt and clay in the soil.

Results and Discussion: The results of this study show that the highest and the lowest down wetted area (for surface and subsurface drip irrigation systems) are related to sandy and clay soils, respectively. Also, the highest up wetted area in the subsurface irrigation system is related to loamy and clay soils. The results of the comparison between measured and simulated values of down and up wetted area indicated that these models have acceptable precision and accuracy in estimating the wetted area of the wetting front in surface and subsurface drip irrigation (with pulsed and continuous application). The comparison between the measured and simulated down wetted area of the emitter (for surface drip irrigation with pulsed application) showed that the R^2, MAE and RMSE values varied between 0.98-0.99, 0.0027-0.0065 m^2 and 0.0034-0.0082 m^2, respectively. Concerning statistical values, it is evident that these models have excellent performance in estimation of down and up wetted area for subsurface drip irrigation. For subsurface drip irrigation with the pulsed application, the values of R^2, MAE and RMSE for the down wetted area of emitter, ranged 0.91-0.99, 0.002-0.0077 and 0.0032-0.0098, respectively. These models also estimate up wetted areas with less error, and the values of R^2, MAE, and RMSE for all treatments varied between 0.89-0.99, 0.0015-0.0067 $m^{2,}$ and 0.0019-0.0077 m^2, respectively.

Conclusion: This paper was aimed at presenting relationships for estimating the up and down wetted area of emitter for surface and subsurface drip irrigation (with pulsed and continuous application). Regarding the importance and applicability of empirical models, in this research, nonlinear regression models (NLR, which are more widely used among researchers) were applied. For NLR method, different ten input variables (i.e., emitter discharge, saturated hydraulic conductivity, application time, soil bulk density, emitter installation depth, initial soil moisture content, pulse ratio (the ratio of irrigation time to complete period of each cycle) and the percentage of sand, silt and clay) were considered. The results of this study indicate that the NLR model can

1 and 2- Assistant Professor and M.Sc. Student, Department of Water Science and Engineering, Faculty of Agriculture, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran, respectively.
(*- Corresponding Author Email: bakhtiar.karimi@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.82228

estimate the up and down wetted area, and the statistical indices values are within acceptable ranges. Considering these relations in designing surface and subsurface drip irrigation systems can improve the performance of these systems.

Keywords: Drip irrigation, Irrigation management, Moisture bulb, Simulation, Wetted area

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۷۸-۳۶۵

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 365-378

مقاله علمی-پژوهشی

کاربست مقایسه‌ای الگوریتم جستجوی موجودات همزیست با الگوریتم‌های فراکاوشی در مدل روندیابی سیلاب

سعید خلیفه[۱]- سیدعلیرضا اسماعیلی[۲]- کاظم اسماعیلی[۳*]- سعیدرضا خداشناس[۴]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۱/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۲/۲۸

چکیده

روندیابی سیلاب یکی از الزامات مهم در مطالعات مهندسی رودخانه محسوب می‌شود. روندیابی هیدرولوژیکی در رودخانه‌های شریانی و رودخانه‌های فاقد آمار حوضه میانی متداول است. به این منظور نیاز به تهیه مقاطع عرضی و تعیین شیب‌ها در کلیه بازه‌های رودخانه می‌باشد. روش ماسکینگام می تواند با استفاده از آن ضمن صرفه‌جویی در زمان و هزینه، اطلاعات مربوط به عمق و دبی جریان سیلابی را در هر زمان مشخص نماید. کاربست روش‌های فراکاوشی نتایج رضایت بخشی را در این زمینه تاکنون نشان داده است. از این رو در این پژوهش، به ارزیابی کارایی الگوریتم جستجوی موجودات همزیست (SOS) در تخمین پارامترهای بهینه مدل غیرخطی ماسکینگام پرداخته شد. به‌منظور بررسی میزان مطلوبیت یافته‌های پژوهش، نتایج حاصل از الگوریتم موجودات همزیست (SOS)، با نتایج سایر روش های فراکاوشی شامل الگوریتم وراثتی (GA)، الگوریتم ازدحام ذرات (PSO)، الگوریتم رقابت استعماری (ICA) مقایسه گردید. در الگوریتم پیشنهادی، روش تابع جریمه غیرمستقیم در مدل برای جلوگیری از منفی شدن خروجی و ذخیره اعمال شده است. الگوریتم مذکور بهینه سراسری یا نزدیک سراسری را بدون در نظر گرفتن مقادیر اولیه پارامترها با همگرایی سریع پیدا می‌کند. نتایج الگوریتم SOS برای دو رودخانه ویلسون و کارده نشان دهنده کمینه‌سازی مجموع مربعات باقیمانده‌ها (SSQ) می‌باشد که برای رودخانه ویلسون با MSE (۵/۸۵) و SSQ (۱۲۸/۷۸) و رودخانه کارده با MSE (۰/۵۰۵) و SSQ (۴/۵۵۲) می باشد و مانند الگوریتم‌های PSO و ICA عملکرد بهتری نسبت به الگوریتم GA داشته است در نتیجه الگوریتم پیشنهادی می‌تواند با اطمینان خوبی به‌منظور برآورد مقادیر بهینه پارامترهای مدل ماسکینگام غیر خطی مورد استفاده قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: بهینه یابی، تابع جریمه غیرمستقیم، رودخانه شریانی، روندیابی هیدرولوژیکی، مدل غیرخطی ماسکینگام

مقدمه

سیل یک پدیده طبیعی است که می‌تواند خسارات جانی و مالی بی‌شماری در مناطق شهری، صنعتی و کشاورزی به‌وجود آورد. از این رو شناخت ویژگی‌های سیل نظیر مقدار اوج آن در زمان‌ها و مقاطع مختلف رودخانه همواره از اهمیت بالایی برخوردار بوده است. پیش‌بینی این ویژگی‌ها و به‌طور کلی تغییرات عمق و دبی جریان در طول رودخانه‌ها با روندیابی سیل امکانپذیر می‌باشد. روندیابی سیلاب مجموعه عملیاتی است که به‌وسیله آن‌ها هیدروگراف جریان پایین‌دست توسط هیدروگراف معلوم جریان بالادست تعیین می‌گردد. این عملیات برای مدیریت صحیح و طراحی دقیق بسیاری از پروژه‌های زیست محیطی و منابع آب مورد نیاز است (۲۳). روندیابی جریان یک تجزیه وتحلیل برای ردیابی جریان از طریق یک سیستم هیدرولوژیکی با توجه به ورودی است. روش‌های روندیابی سیل را می‌توان به‌طور کلی به دو دسته روندیابی هیدرولیکی (گسترده) و روندیابی هیدرولوژیکی (متمرکز) طبقه‌بندی کرد (۶). روش‌های روندیابی هیدرولیکی بر مبنای حل عددی معادلات سنت ونانت و معادلات غیردائمی متغیر تدریجی در کانال‌های باز می‌باشد، درحالی که روش‌های هیدرولوژیکی بر پایه حل معادله پیوستگی و روابط بین دبی و ذخیره موقت حجم اضافی آب در دوره سیلاب استوار است. روش های هیدرولوژیکی درمقایسه با روش‌های هیدرولیکی دارای محاسبات ساده و سریع‌تر هستند و در کاربردهای مهندسی با اطمینان قابل قبولی به‌کار می روند. پرکاربردترین و مشهورترین روش در این دسته، روش ماسکینگام است (۷). روش ماسکینگام اولین بار توسط

۱، ۲، ۳ و ۴- به‌ترتیب دانشجوی دکتری سازه‌های آبی، دانشجوی کارشناسی ارشد سازه‌های آبی، دانشیار و استاد، گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email:Esmaili@um.ac.ir)
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.85190

مهندسین ارتش ایالت متحده برای مطالعات کنترل سیل حوضه رودخانه ماسکینگام در اوهایو توسعه داده شد. تانگ و همکاران (۱۹۸۵) براساس پژوهش‌های انجام شده، سه روش رگرسیون خطی (LR)، شیب ترکیبی (CG) و داویدون- فلمنتچر- پاول (DFP) را بر پایه تحقیقات الگویی هوک و ژیور (HJ) برای تخمین پارامترهای مدل غیرخطی پیشنهاد کرده است (۲۴). موهان (۱۹۹۷) مدلی را برمبنای الگوریتم وراثتی (GA) به‌منظور تخمین پارامترهای ماسکینگام غیرخطی ارائه نمود. نتایج نشان داد هیدروگراف جریان خروجی حاصل از روش GA با هیدروگراف جریان خروجی مشاهداتی نسبت به روش‌های ارائه شده از سوی سایر محققان انطباق بالاتری دارد (۱۸). در پژوهشی بر اساس معادلات سنت ونانت روشی را برای روندیابی جریان غیر ماندگار ارائه نمودند که مشابه فرمول مورد استفاده در روش ماسکینگام با پارامترهای متغیر بوده و برای روندیابی از هیدروگراف اشل شده است. در این روش هیدروگراف دبی نیز به طور همزمان با هیدروگراف اشل روندیابی می‌شود و نتایج حاصل از کارایی مناسب نشان می‌دهد (۲۰). پروما‌ل و همکاران (۲۰۰۱) با فرض ثابت بودن شیب سطح آب در طول یک بازه کوچک از کانال و برقراری جریان ماندگار بین عمق در وسط بازه و دبی در مقطعی در پایین‌دست آن، روش ماسکینگام با پارامترهای متغیر را برای روندیابی موج سیل در کانال‌های منشوری با مقطع ثابت و جریان‌هایی که معادلات مقاومت بر آن‌ها حاکم است، بطور مستقیم از معادلات سنت ونانت به‌دست آورد. این روش در عمل از کارایی مناسبی برخوردار بوده و با حداقل اطلاعات نقشه‌برداری و بدون نیاز به واسنجی برای محاسبه زبری با تعیین پارامترهای روندیابی، نتایج قابل قبولی ارائه می‌دهد (۱۹). کیم و جیم (۲۰۰۱) الگوریتم HS را در بهینه‌سازی پارامترهای ماسکینگام به‌کار بردند. نتایج به‌دست آمده از HS تخمین بهتری نسبت به الگوریتم GA داشت. روش آن‌ها نه تنها درکمینه کردن مجموع مربعات انحرافات (SSQ) دبی روندیابی شده مشاهداتی و محاسباتی به‌عنوان تابع هدف موفق بوده، بلکه سایر پارامترهای در نظر گرفته شده مانند مجموع قدر مطلق انحرافات (SAD) دبی روندیابی شده مشاهداتی و محاسباتی و میزان انحراف دبی اوج مشاهداتی و محاسباتی (DPO) نیز مقادیر بهتری نسبت به سایر روش‌های پیشین بیان می‌نماید (۱۷). داس (۲۰۰۴) به‌منظور تخمین پارامترهای مدل ماسکینگام خطی و غیرخطی از یک الگوریتم تکرار شونده، بر مبنای حداقل کردن خطای هیدروگراف محاسباتی نسبت به هیدروگراف مشاهداتی بهره برد. نتایج نشان داد که بکارگیری الگوریتم، سرعت محاسبات را به نحو چشم‌گیری افزایش می‌دهد [۹]. چن و یانگ (۲۰۰۷) بهینه‌یابی پارامترهای ماسکینگام خطی را با استفاده از الگوریتمی مبتنی بر الگوریتم وراثتی را انجام دادند. کارایی این روش نسبت به سایر روش‌های روندیابی مورد بررسی قرار گرفت و نتایج نشان دهنده دقت بالای این روش را نشان داده است (۴). چو و چنگ (۲۰۰۹) الگوریتم PSO را برای تخمین پارامترهای مدل غیرخطی ماسکینگام با هدف کمینه کردن SSQ به‌کار بردند. نتایج این مطالعه نشان از برتری PSO نسبت به GA و اختلاف اندک نسبت به HS داشته است [۸]. سامانی و شمسی‌پور (۲۰۱۰) برای روندیابی سیل در رودخانه‌های چند شاخه‌ای با بکارگیری روش ماسکینگام خطی مدلی را ارائه کردند که در آن برای تخمین پارامترهای مورد نیاز روندیابی از روش بهینه‌یابی غیرخطی (پاول) استفاده نمودند (۲۲). براتی و همکاران (۲۰۱۰) به ارزیابی عملکرد الگوریتم NM به منظور برآورد پارامترهای دو مدل روندیابی غیرخطی ماسکینگام پرداختند. در این تحقیق پس از مقایسه عملکرد این الگوریتم با دیگر تکنیک‌های برآورد پارامترها مشخص شد که الگوریتم NM در برآورد پارامترهای مدل‌های روندیابی غیرخطی کارآمد می‌باشد (۱). محمدی قلعه‌نی و همکاران (۲۰۱۱) با استفاده از الگوریتم نورد شبیه‌سازی شده (SA) دقت محاسبه تابع هدف SSQ را با سایر انواع الگوریتم‌های مطرح شده تاکنون مقایسه نمودند. نتایج پژوهش آن‌ها نشان داد تخمین الگوریتم SA نسبت به تمام روش‌های گذشته به جز HS از دقت بیشتری برخوردار است. همچنین این پژوهش‌گران در پژوهش دیگری در محاسبه تابع هدف SSQ نسبت به الگوریتم جستجوی هارمونی و فراکاوشی که در این زمینه به‌کار رفته است بهترین جواب به‌دست آمده است (۱۲). کارشان و همکاران (۲۰۱۳) با استفاده از ترکیب دو الگوریتم HS و BFGS به برآورد پارامترهای معادله ماسکینگام غیرخطی در روندیابی سیلاب رودخانه ویلسون و وای پرداختند و نتیجه گرفتند روش ترکیبی پیشنهادی در بین ۱۲ روش مختلف عملکرد بهتری داشته است (۱۵). ساقی و دلبری (۱۳۹۲)، پژوهشی بر روی عملکرد مدل‌های خطی و غیرخطی ماسکینگام جهت روندیابی متمرکز سیلاب با استفاده از داده های هیدروگراف ویلسون انجام دادند. در این پژوهش با استفاده از مدل SYSTAT و با بکارگیری اطلاعات مربوط به هیدروگراف‌هایی که با استفاده از نرم‌افزار DAMBEARK تولید شده بود، پارامترهای مجهول مدل‌های خطی و غیرخطی به‌دست آمد. درنهایت معیارهای مختلف خطا برای مدل‌های مختلف محاسبه و نشان داد مدل غیرخطی نتایج بهتری به نسبت مدل خطی ارایه داده است (۲۱). حامدی و همکاران (۲۰۱۴) در پژوهش خود با بهبود مدل ماسکینگام غیرخطی از ترکیب دو رابطه ذخیره رایج استفاده کرده است. وی برای تخمین پارامترهای موجود در مدل ماسکینگام غیرخطی پیشنهادی از روش تعمیم یافته گرادیان مختصر شده (GRG) موجود در سلور اکسل و تابع مجموع مربعات انحرافات (SSQ) دبی روندیابی مشاهداتی و محاسباتی استفاده کرده است. بر این اساس استفاده از مدل ماسکینگام غیرخطی پیشنهادی سبب بهبود ۸۵ درصدی SSQ نسبت به سایر مدل‌های ماسکینگام غیرخطی در این مورد مطالعاتی شده است (۱۴). اکبری‌فرد و همکاران (۲۰۱۷) به بررسی پارامترهای

معادله ماسکینگام غیرخطی با استفاده از الگوریتم جستجوی گرگ بر روی رودخانه کارده پرداختند. آن‌ها برای بررسی عملکرد مناسب این الگوریتم از شش تابع محک استاندارد با ابعاد متفاوت با تحلیل حساسیت روی اندازه جمعیت مورد استفاده قرار دادند. نتایج حاصل از پژوهش آن‌ها نشان می‌دهد که الگوریتم مذکور نسبت به سایر الگوریتم‌های ژنتیک، جستجوی هارمونی و ازدحام ذرات و رقابت استعماری برآورد مناسب‌تری از مقادیر بهینه پارامترهای مدل ماسکینگام غیرخطی نشان می‌دهد (۲). احترام و همکاران (۲۰۱۸) به بررسی معادله ماسکینگهام با استفاده از الگوریتم خفاش بهبود یافته بر روی سه رودخانه ویلسون، کاراهان، میانمار پرداختند. این پژوهشگران برای بررسی عملکرد مناسب الگوریتم مذکور از هفت شاخص براساس فواصل تقسیم بندی شده برای افزایش دقت مدل‌ها مورد استفاده قرار دادند. آن‌ها نتیجه گرفتند که با استفاده از الگوریتم مذکور برای سیلاب‌های کاراهان ۱۱۷٪ بوده که در مقایسه با الگوریتم های مشابه نظیر ازدحام ذرات، ژنتیک، هارمونیک، خفاش به ترتیب ۸۳٪ ، ۸۸٪ ، ۹۴٪ و ۱۲٪ کاهش یافته است. علاوه بر این، نتایج به‌دست آمده برای سیل میانمار نشان داد که SSD برای الگوریتم مذکور در مقایسه با ژنتیک، خفاش و ازدحام ذرات به ترتیب ۳۲٪، ۱۱٪ و ۴۲٪ کاهش یافته و نتایج بهبود یافته‌تری را نشان می‌دهد (۱۰). بازرگان و نوروزی (۲۰۱۸) در پژوهش خود به بررسی معادله ماسکینگام با استفاده از الگوریتم بهینه‌سازی ازدحام ذرات برای رودخانه کارون در بالادست و پایین دست آن مطالعه کردند. آن‌ها مقدار دقیق خروجی جریان رودخانه را بررسی کرده و نسبت به رسم هیدروگراف خروجی اقدام نموده و نتیجه گرفتند اگر مقادیر ضرایب این الگوریتم متفاوت و غیر ثابت باشند دقت میزان دبی خروجی را افزایش داده و میزان خطای نسبی متوسط ۲/۴۴٪ بوده و در صورت ثابت بودن مقادیر ضرایب الگوریتم میزان خطای ۸۹٪ را ایجاد می‌کند (۳). فرزین و همکاران (۲۰۱۸) نسبت به روندیابی سیلاب رودخانه کاراهان و مقایسه آن با سیلاب رودخانه ویلسون و سیلاب رودخانه میانمار با استفاده از الگوریتم خفاش پرداختند. این پژوهش‌گران پس از محاسبات و تهیه هیدروگراف ورودی و خروجی سیلاب هر سه رودخانه و مقایسه الگوریتم مورد مطالعه خود با سایر الگوریتم‌ها از جمله ژنتیک، ازدحام ذرات، جستجوی هارونی میزان خطای نسبی برای رودخانه ویلسون به ترتیب ۸۹٪، ۵۱٪ و ۶۹٪ و همچنین برای سیلاب کاراهان به ترتیب ۸۸٪، ۸۳٪ و ۹۴٪ و برای رودخانه میانمار به ترتیب ۱۱٪، ۸۸٪ و ۹۴٪ کاهش یافته است و عملکرد این الگوریتم نسبت به سایر الگوریتم‌ها از دقت بیشتری برخوردار می‌باشد (۱۱). خلیفه و همکاران (۲۰۲۰) به بررسی بهینه‌سازی مسیریابی غیرخطی سیلاب رودخانه کارده بااستفاده از الگوریتم بهینه‌سازی ملخ (GOA) پرداختند و با سایر الگوریتم‌ها از جمله ژنتیک و هارمونیک مورد تجزیه و مقایسه قرار گرفت. تجزیه و تحلیل‌ها حاکی از بهینه بودن این الگوریتم نسبت به الگوریتم‌های مورد استفاده بوده و که مقادیر ۵/۲۹، ۳/۵۳ و ۵/۶۹ به ترتیب برای الگوریتم‌های بهینه‌سازی ملخ، ژنتیک، هارمونیک می‌باشد (۱۶). اکبری فرد و همکاران به بررسی پارامترهای معادله ماسکینگهام غیرخطی به وسیله الگوریتم جستجوی گرگ بر روی رودخانه کارده پرداختند. این محققین با مقایسه الگوریتم فوق و سایر الگوریتم‌های مورد استفاده در این زمینه از جمله الگوریتم گروه ذرات (PSO)، جستجوی هارمونی (HS) و رقابت استعماری (ICA) از شش تابع محک استاندارد با ابعاد متفاوت برای بررسی کارآمدی این الگوریتم‌ها مورد استفاده قرار داده و نتایج حاکی از آن بود که در میان الگوریتم‌های مذکور، الگوریتم جستجوی گرگ قادر به برآورد مناسب‌تری از مقادیر بهینه پارامترهای مدل ماسکینگام غیرخطی ارائه نماید به طوری‌که مقادیر ضریب تبیین و جذر میانگین مربعات خطا برای رودخانه کارده به‌ترتیب برابر با ۰/۷۷۸۴۲۵ و ۰/۷۱۲۳۵۸ بدست آمد.

باتوجه به بررسی منابع نشان می‌دهد که در سال‌های اخیر کاربرد روش‌های هوشمند و الگوریتم‌های فراکاوشی به‌منظور پیش‌بینی و بهینه‌سازی معادلات گوناگون مورد توجه محققان علوم مختلف بوده و همواره نتایج مناسبی را به همراه داشته است. بررسی منابعی نشان می‌دهد که تاکنون الگوریتم جستجوی موجودات همزیست را محققان به‌صورت محدود به کار گرفته‌اند و کارایی این الگوریتم در زمینه روندیابی خروجی سیلاب تا اکنون ارزیابی نشده است. از این رو در این تحقیق به‌منظور تخمین پارامترهای مدل غیرخطی ماسکینگام از الگوریتم جستجوی موجودات همزیست SOS که بر پایه شبیه‌سازی رفتاری متقابل میان موجودات، که توسط ژنگ و همکاران درسال ۲۰۱۴ ارائه شده است، استفاده شده است (۵). برای بررسی عملکرد الگوریتم توسعه داده شده نتایج حاصل از اجرای آن با روش‌های فرا ابتکاری دیگر مانند الگوریتم وراثتی (GA)، الگوریتم ازدحام ذرات (PSO) و الگوریتم رقابت استعماری (ICA) مورد مقایسه قرار گرفته است. کدنویسی الگوریتم‌های SOS، GA، PSO و ICA با استفاده از نرم‌افزار برنامه‌نویسی متلب[1] نسخه ۲۰۱۸ نوشته شده است.

مواد و روش‌ها

مدل ماسکینگام از جمله روش‌های روندیابی هیدرولوژیکی است که اصول آن بر اصل پیوستگی جریان و معادله بین دبی و ذخیره موقت آب در طول مسیر استوار است (۱۲). این مدل، روش به نسبت ساده‌ای بوده و دقت کافی در مسایل آبی دارد. این مدل به دلیل سادگی از بین انواع روش‌های هیدرولوژیک برای روندیابی سیل

1- MATLAB (R2018a)

کاربرد وسیعی دارد (۱۲). دو معادله پیوستگی و ذخیره غیرخطی به عنوان معادلات پایه‌ای به صورت معادلات (۱) و (۲) در مدل ماسکینگام به کار رفته‌اند:

$$\frac{ds}{dt}=I_t - O_t \tag{۱}$$

$$S_t=K[XI_t+(1-X)O_t] \tag{۲}$$

در این معادلات S_t ، I_t و O_t به ترتیب ذخیره، ورودی و خروجی در زمان t ، K ضریب بدون بعد ذخیره برای رودخانه است که یک مقدار منطقی نزدیک به زمان گذر جریان از کل مسیر رودخانه می‌باشد (ثابت و بزرگتر از صفر)، X یک فاکتور وزنی که معمولا بین صفر و ۰/۵ در نظر گرفته می‌شود. معمولا چنانچه معادله ماسکینگام به‌صورت خطی در نظر گرفته شود، پارامترهای K و X در مدل با روش ترسیمی به کمک سعی و خطا محاسبه می‌شود [۱۲]. در حالی که این روش مشکل و تقریبی است، همچنین معادله بین S_t و $[X_{I_t}+(1-x)O_t]$ همیشه خطی نیست. ویلسون و گیل در روندیابی سیلاب با استفاده از مدل غیرخطی ماسکینگام، معادلات را به ترتیب مطابق معادله (۳) و (۴) به کار بردند (۱۳ و ۲۵).

$$S_t=K[XI_t+(1-X)O_t]^m \tag{۳}$$

$$S_t=K[XI_t^m+(1-X)O_t^m] \tag{۴}$$

در مدل ماسکینگام پارامتر m به عنوان توان برای در نظر گرفتن اثرات غیرخطی (بزرگتر از یک) به معادله اضافه شده است، که مدل را قادر می‌سازد تا معادله غیرخطی بین ذخیره تجمعی و جریان را بهتر مدل‌سازی کند (۱۲). معادله (۳) نسبت به معادله (۴)، به‌دلیل دقت بالاتر، بیشتر رایج است و توسط موهان، کیم و جیم، چو و چنگ استفاده شده است (۸، ۱۷ و ۱۸). لذا با در نظر گرفتن معادله (۳) می‌توان معادله زیر را استخراج کرد:

$$O_t=(\frac{1}{1-X})(\frac{S_t}{K})^{\frac{1}{m}}-(\frac{1}{1-X})I_t \tag{۵}$$

با ترکیب معادلات (۱) و (۵) معادله زیر بدست می‌آید:

$$\frac{\Delta S_t}{\Delta t}=-(\frac{1}{1-x})(\frac{S_t}{K})^{\frac{1}{m}}+(\frac{1}{1-x})I_t \tag{۶}$$

که در آن $\frac{\Delta S_t}{\Delta t}$ تغییرات ذخیره نسبت به زمان می‌باشد.

$$S_{t+1}=S_t+\Delta S_t \tag{۷}$$

که S_{t+1} برابر ذخیره در زمان $t+1$ است. از آنجائی که با استفاده از روش سعی و خطا پیدا کردن مقادیر درستی برای K، m و X دشوار و زمان بر می باشد، روشی متفاوت برای برآورد صحیح این پارامترها مورد نیاز می‌باشد. از این رو در این تحقیق از الگوریتم نوین جستجوی موجودات همزیست استفاده شده تا این مشکل را برطرف نماید.

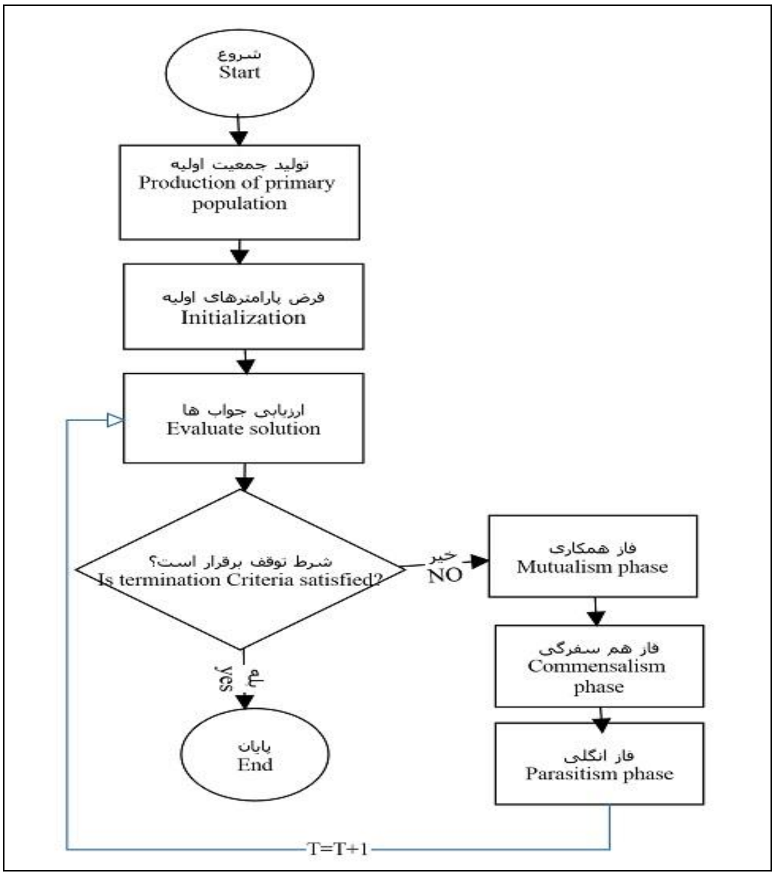
الگوریتم جستجوی موجودات همزیست (SOS[۱])

الگوریتم‌های فرا ابتکاری جدید تقلیدی از پدیده‌های طبیعی هستند. الگوریتم SOS فعل و انفعالات همزیستی در رابطه بین دو گونه را شبیه‌سازی می‌کند، به‌نحوی که یک گونه به جستجو برای پیدا کردن مناسب‌ترین موجود می‌پردازد. الگوریتم SOS با یک جمعیت اولیه به نام اکوسیستم کار خود را آغاز می‌کند. در اکوسیستم اولیه، گروهی از موجودات (متغیر تصمیم) به‌طور تصادفی در فضای جستجو تولید می‌شوند. هر موجود زنده به‌عنوان یک کاندید از راه‌حل مسئله که با میزان برازش خاصی در ارتباط است، نشان‌دهنده درجه انطباق با هدف مورد نظر (مقدار تابع هدف) است. تقریباً تمام الگوریتم‌های فرا ابتکاری در هر تکرار، عملکرد جایگزینی را برای حل مسئله اعمال می‌کنند تا راه‌حل جدیدی برای تکرار بعدی به‌وجود آورند. در الگوریتم SOS، تولید راه حل جدید به وسیله تقلید تعامل بیولوژیک بین دو موجود در اکوسیستم اداره می‌شود. سه فازی همکاری (استفاده متقابل)، هم‌سفرگی و انگلی که شبیه به مدل تعاملی بیولوژیکی در دنیای واقعی است معرفی می‌شوند. هویت هر تعامل مبتنی بر نوع تعامل، تعریف می‌شود. به این ترتیب که سود دو طرفه بیانگر فازی همکاری، سود یک طرفه تصادفی با موجود دیگرتعامل می‌کند. این فرآیند تا زمانی که معیار خاتمه فرآیند (رسیدن به حداکثر تعداد تکرار) برآورده شوند ادامه پیدا می‌کند. روند کلی این الگوریتم در شکل ۱ ارائه شده است (۵).

فاز همکاری

یک مثال برای فاز همکاری که دو طرف از آن سود می‌برند، رابطه بین گل‌ها و زنبورها می‌باشد. زنبورها بین گل‌ها پرواز می‌کنند، شهد جمع می‌کنند تا به عسل تبدیل کنند؛ این کاری است که باعث سود بردن زنبورها می‌شود. این فعالیت همچنین باعث سود بردن گل‌ها می‌شود، چون زنبورها در طی روند کاری خود گرده را توزیع می‌کنند که گرده‌افشانی را تسهیل می‌کنند (۵). الگوریتم SOS از این روند به عنوان فاز همکاری تقلید می‌کند. در SOS[۱]، X_i موجودی است که با i اُمین عضو محیط (متغیر تصمیم مسئله) همخوانی دارد. موجود دیگر که X_j باشد به‌صورت تصادفی انتخاب می‌شود تا با X_i در تعامل باشد.هر دو موجود در رابطه تعامل، با هدف افزایش مزایای بقاء دو طرفه در اکوسیستم شرکت می‌کنند.

1- Symbiotic Organisms Search



شکل ۱- روندنما الگوریتم موجودات هم زیست

Figure 1- SOS Algorithm Flowchart

راه‌حل‌های جدید برای X_i و X_j بر اساس همکاری تعاملی بین X_i و X_j با استفاده از روابط (۸) و (۹) محاسبه می‌شود:

(۸)

$$X_{inew}=X_i+rand(0,1)\times(X_{best}-Mutual\text{-}Vector\times BF_1)$$

$$X_{inew}=X_i+rand(0,1)\times(X_{best}-Mutual\text{-}Vector\times BF_2)$$

(۹)

$$Mutual\text{-}Vector=\frac{X_i+X_j}{2} \quad (۱۰)$$

که در روابط فوق، $rand(0,1)$ یک بردار از اعداد تصادفی است.

نقش BF_1 و BF_2 به شرح زیر است.

در طبیعت، بعضی از روابط تعاملی ممکن است سود بیشتری برای یک طرف از موجودات نسبت به طرف دیگر داشته باشد. به بیان دیگر، موجود A ممکن است نسبت به موجود B سود بسیار بیشتری ببرد. در همین حال موجود B به سود خود بسنده می‌کند یا سود قابل توجهی نمی‌برد. در اینجا، فاکتور سود (BF_1 و BF_2) به‌صورت تصادفی در روابط (۱) و (۲) تعریف شده‌اند. این فاکتورها نشان‌دهنده سطح سود بردن هر موجود است که آیا یک موجود از این رابطه سود کامل می‌برد یا بخشی از سود را می‌برد. رابطه (۱۰) برداری را نشان می‌دهد که به آن بردار متقابل گفته می‌شود و خصوصیات ارتباطی بین X_i و X_j را نشان می‌دهد. قسمتی از رابطه $(X_{best}-Mutual\text{-}Vector\times BF_1)$ به اثر تعاملی برمی‌گردد که با این تعامل و همکاری، چه میزان هدف بقاء برای دو طرف به‌دست خواهد آمد. بر اساس فاز همکاری، همه موجودات با افزایش توانایی و انطباق خود در محیط‌زیست روبرو هستند. بعضی از آن‌ها از رابطه همزیستی با موجود دیگری برای افزایش امتیاز بقاء استفاده می‌کنند. در اینجا هدف به‌دست آوردن X_{best} است، زیرا X_{best} دارای بیشترین درجه انطباق با نقطه بهینه سراسری می‌باشد. بنابراین، X_{best} (راه‌حل سراسری) برای مدل کردن بالاترین درجه انطباق به‌عنوان نقطه نهایی و افزایش برازش هر دو موجود استفاده می‌شود. در نهایت موجود زمانی انطباق پیدا می‌کند که میزان برازندگی جدیدش نسبت به قبل از تعاملش بهتر باشد [۵].

فاز هم‌سفرگی

رابطه هم‌سفرگی مانند رابطه بین ماهی چسبنده و کوسه است. ماهی چسبنده خود را به کوسه می‌چسباند و از غذای باقی‌مانده می‌خورد، بنابراین سود دریافت می‌کند. کوسه در برابر فعالیت ماهی چسبنده منفعتی نمی‌برد یا اگر هم ببرد به کمترین میزان است. مشابه با حالت تعامل دو طرفه، موجود X_j به‌صورت تصادفی از اکوسیستم مرتبط با موجود X_i انتخاب می‌شود. در این شرایط، موجود X_i تلاش می‌کند که از این ارتباط بیشترین سود را دریافت کند در حالی که موجود X_j در این رابطه نه سودی می‌برد و نه متحمل ضرری می‌شود (۵). راه‌حل جدید X_i بر طبق همزیستی هم‌سفرگی بین موجودات X_i و X_j از رابطه (۱۱) محاسبه می‌شود. بر طبق قوانین حاکم بر طبیعت، موجود X_i فقط وقتی انطباق پیدا می‌کند که میزان برازندگی جدیدش بهتر از برازندگی قبل از تعاملش باشد. قسمت $(X_{best}-X_j)$، به سودی که توسط X_j برای کمک به X_i به وجود می‌آید برمی‌گردد تا شانس نجات خود را در اکوسیستم کنونی بیشتر کند.

$$X_{inew}=X_i+rand(-1,1)\times(X_{best}-X_j) \qquad (۱۱)$$

فاز انگلی

یک مثال از فاز انگلی، انگل پلاسمودیوم است که از رابطه‌اش، به وسیله پشه آنوفل از انسان به‌عنوان میزبان استفاده می‌کند. در حالی که انگل در بدن انسان رشد و تولید مثل می‌کند، فرد میزبان ممکن است مالاریا گرفته و در نتیجه بمیرد (۲۵). در SOS، موجود X_i به‌وسیله ایجاد انگلی مصنوعی به نام "بردار انگل"، نقشی شبیه به پشه آنوفل را ایفا می‌کند. بردار انگل در فضای جستجو با تکثیر موجود X_i به وجود می‌آید، سپس تغییرات بر اساس انتخاب تصادفی و با استفاده از یک عدد تصادفی بر روی آن رخ می‌دهد. موجود X_j به عنوان میزبان و به صورت تصادفی از اکوسیستم انتخاب می‌شود. بردار انگل تلاش می‌کند تا X_j را در اکوسیستم جابجا کند. هر دو موجود (X_i و X_j) با اندازه‌گیری میزان برازندگی (میزان تابع هدف) خود مورد ارزیابی قرار می‌گیرند. اگر بردار انگل برازندگی بیشتری داشته باشد، موجود X_j را خواهد کشت و جایگاه آن را در اکوسیستم تصاحب می‌کند اما اگر برازندگی X_j بیشتر باشد، X_j نسبت به انگل در امان خواهد بود و بردار انگل توانایی بیشتری برای زندگی در آن اکوسیستم را نداشته و در آن اکوسیستم جایی ندارد (۵).

مدل ریاضی

در این پژوهش برای ارزیابی مقادیر بهینه پارامترهای K، X و m در مدل ماسکینگام تابع هدف به صورت کمینه‌سازی مجموع مربعات باقیمانده‌ها (SSQ) بین حجم خروجی‌های واقعی و روندیابی شده مطابق معادله (۱۲) استفاده شده است (۱۵):

$$MinSSQ=\sum_{t=1}^{N}(O_t-OC_t)^2 \qquad (۱۲)$$

که در آن OC_t حجم سیلاب خروجی روندیابی شده (محاسباتی) در زمان t و N تعداد گام‌های زمانی روندیابی سیل است. اگر مقادیر غیر ممکن K، X و m انتخاب شوند، مقادیر O_t و S در مدل ماسکینگام منفی به‌دست می‌آیند و از این رو از روش تابع غیر مستقیم جریمه به شکل زیر استفاده می شود:

$$S^*_{(t+1)}=\alpha_1|S_{(t+1)}|, \text{ if } \quad S_{(t+1)}<0 \qquad (۱۳)$$

$$O^*_{(t+1)}=\alpha_2|O_{(t+1)}|, \text{ if } \quad O_{(t+1)}<0 \qquad (۱۴)$$

که در آن α_1 و α_2 ثابت‌های جریمه، S^*_{t+1} و O^*_{t+1} مقادیر مثبت اما غیر واقعی و مقدار ذخیره و سیلاب خروجی در بازه زمانی $t+1$ بعد از اعمال جریمه می‌باشند.

معیارهای ارزیابی

برای ارزیابی مدل‌های مورد نظر از شاخص کمینه‌سازی مجموع مربعات باقیمانده‌ها (SSQ) و مربع میانگین خطای استاندارد (MSE) مطابق روابط (۱۲) و (۱۳) استفاده شد.

$$MSE=\frac{\sum_{i=1}^{n}(O_i-S_i)^2}{n} \qquad (۱۵)$$

در روابط فوق S_i سیلاب خروجی روندیابی شده، $\bar{S}$ میانگین این داده‌ها (محاسباتی)، O_i سیلاب خروجی مشاهداتی، $\bar{O}$ میانگین این داده‌ها (مشاهداتی) و n تعداد مشاهدات می‌باشد. MSE اختلاف بین داده‌های مشاهداتی و محاسباتی را نشان می‌دهد، که هر چه این مقادیر کمتر باشند نتیجه بهتری را نمایان می‌سازد.

مؤلفه‌های مورد استفاده

برای ارزیابی الگوریتم های مورد بررسی در این پژوهش داده های رودخانه ویلسون(به عنوان مثال استاندارد) و رودخانه کارده (به‌عنوان مطالعه موردی واقعی) استفاده شده است.

رودخانه ویلسون

مثال مورد مطالعه در این پژوهش برای اولین بار توسط ویلسون (۱۹۷۴) ارائه شده است. در این مثال رابطه غیرخطی بین مقادیر

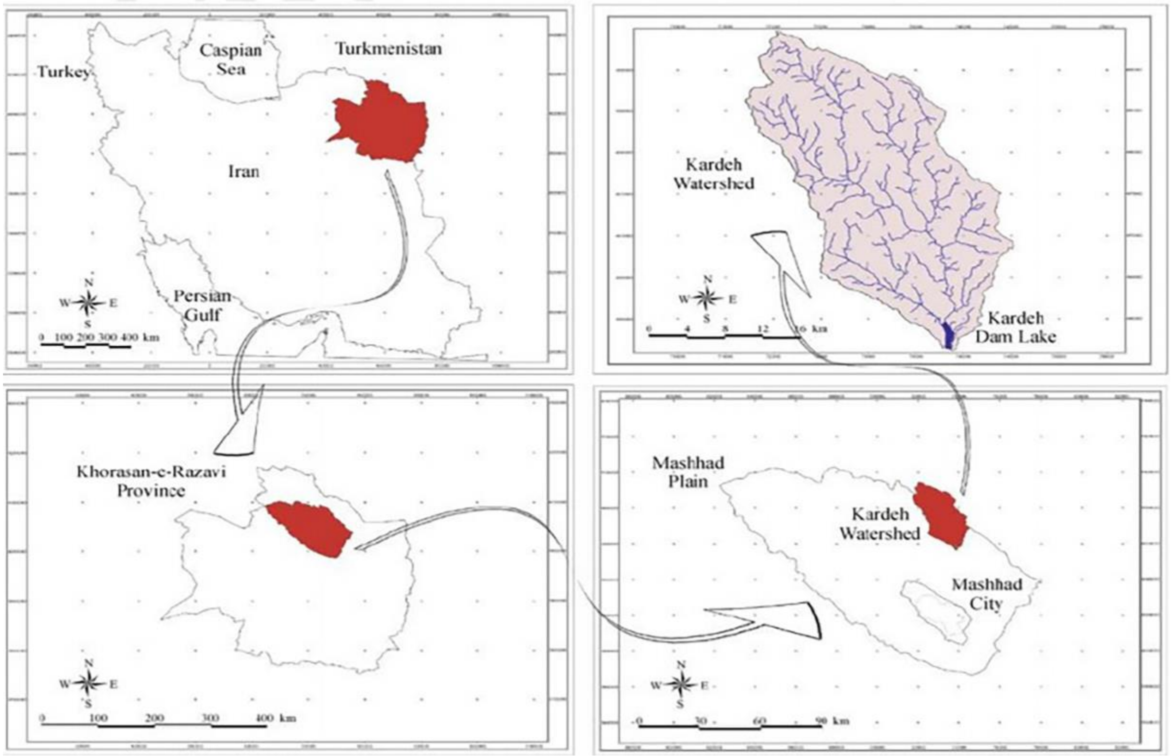
S_t و $[XI_t + (1\text{-}X)O_t]$ برقرار می‌باشد و مـی‌تـوان عمکـرد الگوریتم‌های مختلف را در بـرآورد مقـادیر بهینـه پارامترهـای معادلـه ماسکینگام غیرخطی مورد بررسی قرار داد. همچنین سـایر روش‌هـای فراابتکاری در این مثال، مورد آزمون قرار گرفته است. بیشترین جریان ورودی و خروجی از این رودخانه به ترتیب ۱۱۱ و ۸۵ متر مکعـب بـر ثانیه بوده است (۲).

رودخانه کارده

در این پژوهش برای بررسی عملکرد الگوریتم‌های مـورد مطالعـه در برآورد پارامترهای معادله ماسکینگام غیرخطـی در مـدل رونـدیابی سیلاب، رودخانه کارده در استان خراسان رضوی به عنوان یک مثـال واقعی مورد استفاده قرار گرفته است. حوضه‌ی آبریز کارده، با مساحتی معادل ۹۳/۲ کیلومتر مربع در شرق منطقه هزار مسجد-کپه‌داغ واقـع بوده و یکی از زیر حوضه‌های حوضه‌ی آبریز اصلی کشف‌رود می‌باشد (شکل ۲). بالاترین نقطه ارتفاعی در شمال غرب حوضه ۲۹۷۷ متر از سطح دریا و پایین‌ترین نقطهٔ ارتفاعی در خروجـی حوضـه و در پـایین دست آبادی کارده ۱۲۰۰ متر مـی‌باشـد. متوسّـط بارنـدگی در بخـش جنوبی حوضه ۳۷۴/۲ میلی‌متر و در ارتفاعات بخش شـمالی بـه ۴۵۰ میلی‌متر می‌رسد. داده‌های مورد بررسی در ایـن پـژوهش سـیلاب دو روزه مشاهداتی در تاریخ ۱۳۷۱/۰۲/۰۷ تا ۱۳۷۱/۰۲/۰۸ بـه‌صـورت ۶ ساعته می‌باشد که در دو ایستگاه کوشک آباد و کارده برداشـت شـده است.

نتایج و بحث

قبلا" بیان شـد در مطالعـه حاضـر بـرای ارزیـابی مقـادیر بهینـه پارامترهای K، X و m در مدل ماسـکینگام غیرخطـی، کمینـه‌سـازی مجموع مربعات باقیمانده‌ها (SSQ) بین حجم خروجی‌هـای واقعـی و روندیابی شده به‌عنوان تابع هدف در نظر گرفته شد. نتایج پارامترهای بهینه به‌دست آمـده از الگـوریتم‌هـای مـورد بررسـی بـرای رودخانـه ویلسون در جدول ۱ آورده شـده اسـت. در جـدول ۳ بهتـرین مقـادیر پارامترهای الگوریتم‌های مورد بررسی در مسئله روندیابی سـیلاب، بـا توجه بـه تحلیـل حساسـیت روی پارامترهـا نشـان داده شـده اسـت. همانطور که در جدول ۱ مشاهده می‌شود الگوریتم‌هـای PSO ،SOS و ICA توانسته‌اند SSQ را به مقدار بهینه نزدیک‌تـر کننـد. شـکل ۳ هیدروگراف خروجی روندیابی شـده توسـط الگـوریتم‌هـای مختلـف و هیـدروگراف خروجـی مشـاهداتی بـرای رودخانـه ویلسـون را نشـان می‌دهد. همانطور که در شکل ۳ مشاهده می‌شود تمامی الگوریتم‌های فراابتکاری توانسته‌اند به خوبی سیلاب خروجی را روندیابی کنند.



شکل ۲- موقعیت رودخانه کارده در حوضه کشف‌رود (شمال شرقی ایران)

Figure 2- Location of the Kardeh-river in the Kashafrood basin (North Eastern of Iran)

جدول ۴ مقادیر هیدروگراف خروجی روندیابی شده با استفاده الگوریتم‌های مختلف برای رودخانه ویلسون را نشان می‌دهد. جدول ۲ عملکرد الگوریتم‌های مورد بررسی در کمینه‌سازی مجموع مربعات باقیمانده‌ها (SSQ) را توسط پارامترهای آماری برای رودخانه ویلسون نشان می‌دهد. همانطور که در جدول ۲ مشاهده می‌شود الگوریتم SOS در کمینه‌سازی مجموع مربعات باقیمانده‌ها (SSQ) با MSE (۵/۸۵۳۹۲۹) و SSQ (۱۲۸/۷۸۶۴۳۸) همانند الگوریتم‌های PSO و ICA عملکرد بهتری نسبت به الگوریتمGA داشته‌اند. نتایج پارامترهای بهینه بدست آمده از الگوریتم‌های مورد بررسی برای رودخانه کارده در جدول ۵ آورده شده است. همانطور که در جدول ۵ مشاهده می‌شود الگوریتم‌های SOS، PSO و ICA توانسته‌اند SSQ را به مقدار بهینه نزدیک‌تر کنند. شکل ۴ هیدروگراف خروجی روندیابی شده توسط الگوریتم‌های مختلف و هیدروگراف خروجی مشاهداتی برای رودخانه کارده را نشان می‌دهد. همانطور که در شکل ۴ مشاهده می‌شود تمامی الگوریتم‌های فراابتکاری توانسته‌اند به خوبی سیلاب خروجی را روندیابی نمایند. جدول ۷ مقادیر هیدروگراف خروجی روندیابی شده با استفاده الگوریتم‌های مختلف برای رودخانه کارده را نشان می‌دهد.

جدول ۱- مقادیر پارامترهای بدست آمده از الگوریتم‌های مورد بررسی برای رودخانه ویلسون

Table 1- The values of the parameters obtained from the proposed algorithms for Wilson River

Algorithm	SSQ	m	K	X
SOS	128.786	2.151	0.167	0.301
GA	138.805	1.999	0.328	0.300
PSO	128.786	2.152	0.167	0.301
ICA	128.792	2.155	0.164	0.301

جدول ۲- شاخص‌های آماری مورد بررسی برای رودخانه ویلسون

Table 2- Statistical Indicators for the Wilson River

Algorithm	SSQ	MSE
SOS	128.786	5.853
GA	138.805	6.309
PSO	128.786	5.853
ICA	128.792	5.854

جدول ۳- مقادیر پارامترهای الگوریتم های مورد استفاده برای رودخانه کارده

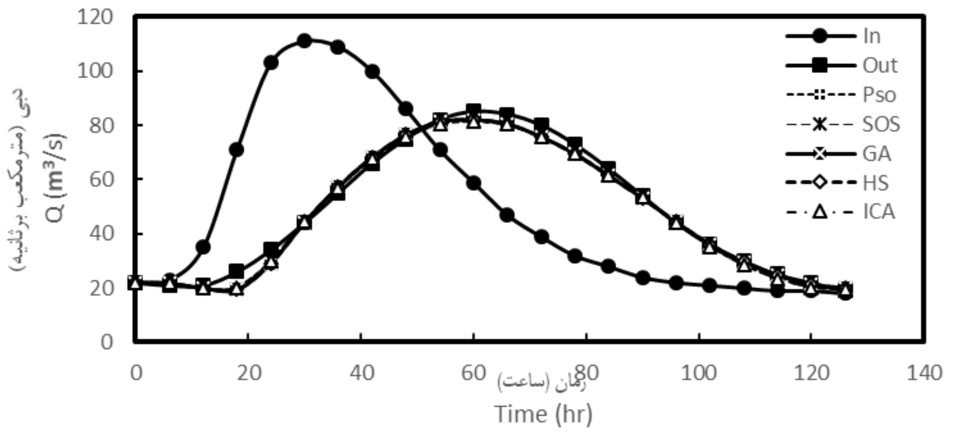
Table 3- The values of the parameters obtained from the proposed algorithms for Kardeh River

BF2	BF1	تعداد ارزیابی تابع هدف Number of Objective Functions	اندازه جمعیت Population size	تعداد تکرار Num Rep	پارامتر Parameter	SOS
1 or2	1 or 2	50000	80	1000	مقدار Value	
نرخ تزویج Coupling Rate	نرخ جهش Mutation Rate	تعداد ژن Num of Genes	اندازه جمعیت Population size	تعداد تکرار Num Rep	پارامتر Parameter	GA
0.8	0.02	240	80	1000	مقدار Value	
C2	C1	تعداد متغیر تصمیم Num Decision variable	اندازه جمعیت Population size	تعداد تکرار Num Rep	پارامتر Parameter	PSO
1.49	1.49	240	80	1000	مقدار Value	
نرخ انقلاب Revolution Rate	نرخ همبستگی Correlation rate	تعداد استعمارگرها Num Colonizers	اندازه جمعیت Population size	تعداد تکرار Num Rep	پارامتر Parameter	ICA
0.8	0.8	3	80	1000	مقدار Value	

جدول ٤- مقادیر روندیابی هیدروگراف سیلاب خروجی توسط الگوریتم‌های مدنظر برای رودخانه ویلسون

Table 4- The values of the output flood hydrograph data are calculated by the algorithms for the Wilson River

دبی خروجی روندیابی شده (متر مکعب بر ثانیه) Routing Q Out (m^3/s)				دبی خروجی مشاهده‌ای (متر مکعب بر ثانیه) Observed Q Out (m^3/s)	دبی ورودی (متر مکعب بر ثانیه) Q In (m^3/s)	زمان (ساعت) Time (hr)
ICA	PSO	GA	SOS			
22.000	22.000	22.000	22.000	22	22	0
21.784	21.784	21.784	21.784	21	23	6
20.000	20.003	19.914	20.003	21	35	12
20.195	20.177	19.486	20.176	26	71	18
29.975	29.955	29.155	29.954	34	103	24
44.566	44.560	44.325	44.560	44	111	30
57.104	57.112	57.449	57.112	55	109	36
67.515	67.533	68.264	67.533	66	100	42
75.576	75.599	76.496	75.599	75	86	48
80.424	80.455	81.281	80.455	82	71	54
81.504	81.520	82.125	81.520	85	59	60
80.285	80.294	80.597	80.294	84	47	66
75.871	75.872	75.867	75.872	80	39	72
69.817	69.813	69.590	69.813	73	32	78
61.811	61.805	61.524	61.805	64	28	84
53.418	53.414	53.285	53.414	54	24	90
44.140	44.147	44.410	44.147	44	22	96
35.341	35.362	36.170	36.362	36	21	102
28.315	28.347	29.589	28.348	30	20	108
23.417	23.450	24.770	23.450	25	19	114
20.239	20.263	21.308	20.263	22	19	120
19.486	19.495	20.018	19.496	19	18	126



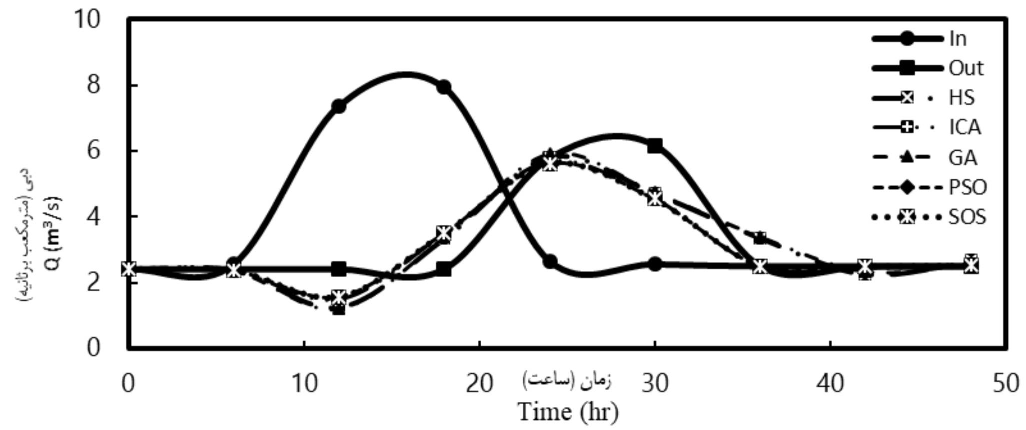
شکل ۳- هیدروگراف خروجی روندیابی شده توسط الگوریتم‌های مورد بررسی برای رودخانه ویلسون

Figure 3- The Output Hydrograph Routed Algorithms by Wilson River

جدول ۵- مقادیر پارامترهای به‌دست آمده از الگوریتم‌های مورد بررسی برای رودخانه کارده

Table 5- The values of the parameters obtained from the proposed algorithms for Kardeh River

Algorithm	SSQ	m	K	X
SOS	4.552	4.781	0.0215	0.344
GA	5.235	3.542	0.1770	0.373
PSO	4.552	4.781	0.0215	0.344
ICA	4.462	4.640	0.0260	0.352



شکل ٤- هیدروگراف خروجی روندیابی شده توسط الگوریتم‌های مورد بررسی برای رودخانه کارده

Figure 4- The Output Hydrograph Routed Algorithms by Kardeh River

جدول ٦- شاخص‌های آماری مورد بررسی برای رودخانه کارده

Table 6- Statistical Indicators for the Kardeh River

Algorithm	SSQ	MSE
SOS	4.552	0.505
GA	5.235	0.581
PSO	4.552	0.505
ICA	4.562	0.506

جدول ۷- مقادیر روندیابی هیدروگراف سیلاب خروجی توسط الگوریتم‌های مدنظر برای رودخانه کارده

Table 7- The values of the output flood hydrograph data are calculated by the algorithms for the Kardeh River

دبی خروجی روندیابی شده (متر مکعب بر ثانیه) Routing Q Out (m^3/s)				دبی خروجی مشاهده‌ای (متر مکعب بر ثانیه) Observed Q Out (m^3/s)	دبی ورودی (متر مکعب بر ثانیه) Q In (m^3/s)	زمان (ساعت) Time (hr)
ICA	PSO	GA	SOS			
2.41	2.41	2.41	2.41	2.41	2.41	0
2.37	2.36	2.37	2.37	2.41	2.56	6
1.56	1.21	1.56	1.51	2.41	7.37	12
3.50	3.38	3.50	3.50	2.41	7.93	18
5.62	5.91	5.62	5.70	5.77	2.66	24
4.54	4.74	4.54	4.56	6.16	2.56	30
2.50	2.40	2.50	2.51	2.50	2.50	36
2.48	2.34	2.48	2.48	2.50	2.50	42
2.51	2.58	2.51	2.53	2.50	2.50	48

جدول ۷ عملکرد الگوریتم‌های مورد بررسی در کمینه‌سازی مجموع مربعات باقیمانده‌ها (SSQ) را توسط پارامترهای آماری برای رودخانه کارده نشان می‌دهد. همانطور که در جدول ۶ مشاهده می‌شود الگوریتم SOS در کمینه‌سازی مجموع مربعات باقیمانده‌ها (SSQ) با MSE (۰/۵۰۵) و SSQ (۴/۵۵۲) همانند الگوریتم‌های PSO وICA عملکرد بهتری نسبت به الگوریتم‌های GA داشته‌اند. شکل ۵ میزان همگرایی الگوریتم‌های به‌کار رفته در رسیدن به مقدار مطلوب برای مسئله روندیابی سیل را نشان می دهد. همچنین این نشانگر همگرایی سریع SOS در مقایسه با سایر الگوریتم‌ها است.

با توجه به برآورد پارامترهای غیرخطی معادله ماسکینگام توسط پژوهش‌گران در سال‌های اخیر برای رودخانه ویلسون نتایج آن در جدول ۸ با روش حاضر مقایسه و برتری روش حاضر بر سایر روش‌ها مشخص گردید.

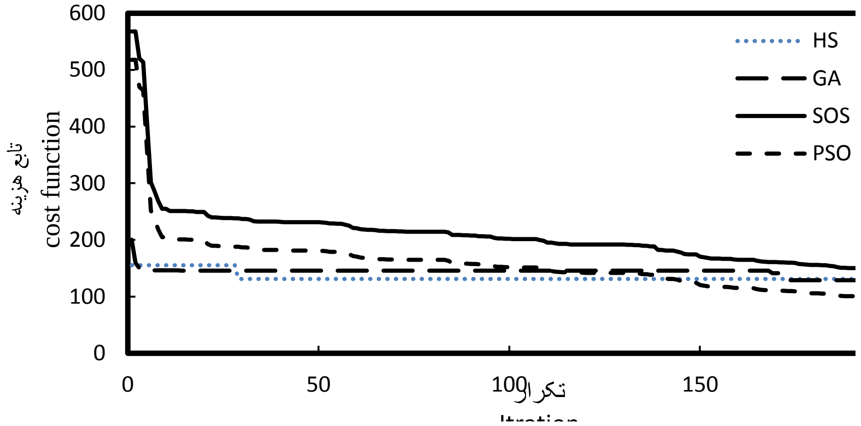
نتیجه‌گیری

برآورد پارامترهای مدل ماسکینگام غیرخطی با استفاده از روش سعی و خطا، دشوار و با محاسبات طولانی همراه است. در سال‌های اخیر از روش‌های گوناگونی برای تخمین این پارامترها استفاده شده است. روش‌های فراکاوشی از راه حل‌هایی بوده‌اند که توانسته‌اند در تخمین این پارامترها موفق عمل نمایند.

جدول ۸- مقایسه روش‌های مختلف محققین در سال‌های اخیر جهت بهینه کردن پارامترهای غیرخطی رودخانه ویلسون

Table 8- Comparison of different methods of researchers in recent years to optimize nonlinear parameters of Wilson River

Algorithm	SSQ	m	K	X
NL-LSM (Yoon and	156.44	2.36	0.06	0.27
Padmanabhan 1993)	145.69	2.347	0.01	0.25
S-LSM (Gill 1978)	130.48	2.293	0.075	0.2769
LMM (Das 2004)	128.78	2.151	0.167	0.301



شکل ۵- همگرایی الگوریتم های کاربردی در رودخانه کارده

Figure 5- The convergence of applied algorithms in the Kardeh-river

در مطالعه حاضر الگوریتم نوین جستجوی موجودات همزیست(SOS) در تخمین پارامترهای مدل ماسکینگام غیرخطی برای سری داده‌های مشاهداتی دو مطالعه موردی شامل رودخانه ویلسون و رودخانه کارده مورد استفاده قرار گرفت. برای بررسی عملکرد الگوریتم SOS، نتایج حاصل از اجرای آن با الگوریتم‌های فرا ابتکاری دیگر مانند GA، PSO و ICA مورد مقایسه و تحلیل قرار گرفته است. در این پژوهش به‌منظور برآورد مقادیر بهینه پارامترهای مدل ماسکینگام غیرخطی در روندیابی سیلاب ابتدا مثال آزمایشی که به‌عنوان مورد مطالعاتی توسط پژوهشگران استفاده شده، تحلیل گردید. نتایج حاکی از بالا بودن دقت تخمین الگوریتم SOS نسبت به روش‌های گذشته بوده است. براساس نتایج به‌دست آمده از الگوریتم مدنظر با استفاده از توابع هدف SSQ در مقایسه با دیگر الگوریتم‌های گزارش شده، نسبت بهGA، ٪۷ و نسبت به ICA، ۰/۰۰۴٪ بهبود یافته است. در دومین مورد مطالعاتی که روندیابی یک سیلاب واقعی را نشان می دهد، پارامترهای آماری به‌دست آمده برای رودخانه کارده توسط الگوریتم SOS برابر با MSE (۰/۵۰۵۹) و SSQ (۴/۵۵۲) بوده است که حاکی از عملکرد مناسب الگوریتم جستجوی موجودات همزیست در برآورد مقادیر بهینه پارامترهای مدل ماسکینگام غیرخطی در روندیابی سیلاب بوده است. در نهایت، این پژوهش قابلیت الگوریتم SOS را در زمینه بهینه سازی پارامترهای مدل ماسکینگام نشان داد. از این رو استفاده از SOS جهت استفاده در زمینه روندیابی جریان با مدل ماسکینگام توصیه می‌شود.

منابع

1- Akbari G., and Barati R., and Fadafan M. 2010. Present of a New Algorithm for Parameter Estimation of Nonlinear Muskingum Model. 9th Iranian Hydraulic Conference, Iranian Hydraulic Society, 9-11 Nov. 2010- Iranian Hydraulic Society. Tarbiat Modarres University, Tehran, Iran. (In persian with English abstract)

2- Akbarifard S., Madadi M.R., and Aliannejad M. 2017. Parameters Estimation of the Nonlinear Muskingum Flood-Routing Model Using Wolf Search Algorithm (WSA) (Case Study: Kardeh River). Irrigation and Drainage Structures Engineering Research 17(67): 95-112. (In Persian with English abstract)

3- Bazargan J., and Norouzi H. 2018. Investigation the effect of using variable values for the parameters of the linear Muskingum method using the particle swarm algorithm (PSO). Water Resources Management 32(14): 4763-4777. (In persian with English abstract)

4- Chen J., and Yang X. 2007. Optimal parameter estimation for Muskingum model based on Gray-encoded accelerating genetic algorithm. Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation 12(5): 849-858.
5- Cheng M.Y., and Prayogo D. 2014. Symbiotic Organisms Search: A new metaheuristic optimization algorithm.Computers & Structures 139: 98-112.
6- Choudhury P., Shrivastava R.K., and Narulkar S.M. 2002. Flood Routing in River Networks Using Equivalent Muskingum Inflow. Journal of Hydrologic Engineering 7(6): 413-419.
7- Chow V.T. 2009. Open Channel Hydraulic.The Blackburn Press.
8- Chu H.J., and Chang L.C. 2009. Applying Particle Swarm Optimization to Parameter Estimation of the Nonlinear Muskingum Model. Journal of Hydrologic Engineering 14(9): 1024-1027.
9- Das A. 2004. Parameter Estimation for Muskingum Models. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 130(2): 140-147.
10- Ehteram M., Binti Othman F., Mundher Yaseen Z., Abdulmohsin Afan H., Falah Allawi M., Najah Ahmed Al., Shahid Sh., P.Singh V., and El-Shafie A. 2018. Improving the Muskingum flood routing method using a hybrid of particle swarm optimization and bat algorithm.Water 10(6): 807.
11- Farzin S., Singh V., Karami H., Farahani N., Ehteram M., Kisi O., Allawi M-F., Mohd N-S., and El-Shafie A. 2018. Flood routing in river reaches using a three-parameter Muskingum model coupled with an improved bat algorithm.Water 10(9): 1130.
12- Ghaleni M., Bozorg Hadad O., and Ebrahimi K. 2010. Parameter Estimation of the Nonlinear Muskingum Model Using Simulated Annealing. Journal of Water and Soil 24(5): 908-919. (In Persian)
13- Gill M.A. 1978. Flood routing by the Muskingum method.Journal of hydrology 36(3-4):353-363.
14- Hamedi F., Bozorg Hadad O., and Vatan khah A. 2014. Improve nonlinear Muskingum model by a new combinatorial storage equation. 5th National Conference on Water Resources Management 29-1 Feb 2014,.Shahid Beheshti University-Iranian Association of Water Resources Science and Engineering.Tehran - Iran. (In persian with English abstract)
15- Karahan H., Gurarslan G., and Geem Z.W. 2013. Parameter Estimation of the Nonlinear Muskingum Flood Routing Model Using a Hybrid Harmony Search Algorithm. Journal of Hydrologic Engineering 18(3): 352-360.
16- Khalifeh S., Esmaili K., Khodashenas S., and Akbarifard S. 2020. Data on Optimization of the Non-linear Muskingum Flood Routing in Kardeh River Using GOA Algorithm. Journal of Data in Brief. Volume 30, https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.105398.
17- Kim J.H., Geem Z.W., and Kim E.S. 2001. Parameter estimation of the nonlinear muskingum model using harmony search 1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 37(5): 1131-1138.
18- Mohan S. 1997. Parameter Estimation of Nonlinear Muskingum Models Using Genetic Algorithm. Journal of Hydraulic Engineering 123(2): 137-142.
19- Perumal M.E., and Raju K.G.R. 2001. Field Applications of a Variable-Parameter Muskingum Method. Journal of Hydrologic Engineering 6(3): 196-207.
20- Perumal M., and Raju K.G.R. 1998. Variable-Parameter Stage-Hydrograph Routing Method. II: Evaluation. Journal of Hydrologic Engineering 3(2): 115-121.
21- Saghi H., Delbari A. 2013. Investigation performance linear and nonlinear models for routing focus Muskingum flood. 15th Fluid Dynamic, Iranian Physics Society.17-19 Dec. 2013. Bandar Abbas. Iran. (In Persian with English abstract)
22- Samani H.M., and Shamsipour G. 2004. Hydrologic flood routing in branched river systems via nonlinear optimization. Journal of Hydraulic Research 42(1): 55-59.
23- Singh V.P., and Scarlatos P.D. 1987. Analysis of nonlinear Muskingum flood routing. Journal of Hydraulic Engineering 113(1): 61-79.
24- Tung Y.K. 1985. River flood routing by nonlinear Muskingum method. Journal of Hydraulic Engineering 111(12): 1447-1460.
25- Wilson E.M. 1974. Engineering hydrology, MacMillan Education, Hampshire, United Kingdom.
26- Khalife S., Barani Gh., Khalifeh V., and Zonnemat Kermani M. 2019. Optimization of water distribution Systems using genetic algorithms in WaterGems model (Case study: part of Rooydar). Journal of Ferdowsi Civil Engineering 32(3): 111-124. (In Persian with English abstract)

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 365-378

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۷۸-۳۶۵

Comparison of the Symbiotic Organisms Search Algorithm with Meta-Heuristic Algorithms in Flood Routing Model

S. Khalifeh[1]- S.A. Esmaili[2]- K. Esmaili[3*]- S. Khodashenas[4]
Received: 05-02-2020
Accepted: 18-03-2020

Introduction: Flood is a natural phenomenon that can cause numerous financial and life casualties in civil, industrial, and agricultural areas. Therefore, knowing its characteristics such as its peak during a period and in different places of the river is of the utmost importance. In general, forecasting these characteristics and changes in depth and flow in the river could be done using the flood routing methods. Flood routing is one of the most important issues in water engineering projects. Hydrologic routing is common particularly in braided rivers and rivers with the lack of mid-basin data. To do that, there is a need to perform cross-sections and determine the river slope in every region. The Muskingum method is frequently used to route floods in the hydrology literature. The implementation of metaheuristic algorithm methods has shown satisfactory results in this regard. Therefore, in this study, we evaluated the efficiency of the Symbiotic Organisms Search (SOS) in estimating the optimal parameter estimation of the Non-linear Muskingum model.

Materials and Methods: This study evaluated the performance of Symbiotic Organisms Search (SOS) algorithm in estimating the optimum parameters of the Muskingum Non-linear model. To investigate the research's findings desirability, the results of the Symbiotic Organisms Search (SOS) were compared to the results of other Meta-Heuristic methods including the Genetic Algorithm (GA), the Particle Swarm Optimization (PSO), and the Imperialist Competitive Algorithm (ICA). Meta-heuristics sample is a set of solutions which are too large to be completely sampled. Meta-heuristics may make few assumptions about the optimization problem being solved, and they may, therefore, be usable for a variety of problems. SOS algorithm simulates the interactions between two species in a way that one species seeks to find the most suitable. SOS algorithm starts with an initial population called ecosystem. In the early stages of ecosystem, a group of organisms (decision variable) are randomly generated in the search space. Each organism is a candidate for a solution that corresponds to a certain degree of fit, representing the degree of conformity with the intended purpose (amount of objective function). This algorithm uses a new solution by mimicking the biological interaction between the two species in the ecosystem. Three distinct phases (cross-use), commensalism, and parasitic, similar to the biological interaction model in the real world, are introduced. Each interaction is defined based on the type of interaction. In this way, the two-way profit represents the cooperation phase, the one-way profit represents the commensalism phase, and the one-way profit and the other side losses represent the parasitic phase. In all phases, each is being interacted randomly with the other. This process continues until the process is completed (reaching the maximum number of iterations). In this research, the Kardeh River in Khorasan Razavi province was chosen as a real instance and Wilson River as a previous instance (1974), to investigate the performance of algorithms used in the non-linear Muskingum equation in the flood routing model. In this study, minimizing the sum of squares (SSQ) between the volume of real and routed outputs was considered as an objective function to evaluate the optimum parameters of K, X, and m in the non-linear Muskingum equation. The obtained optimum parameters from algorithms for both rivers showed that the SOS, PSO, and ICA algorithms could approximate the SSQ to optimal value and all meta-heuristic algorithms could route the output flood as well.

Results and Discussion: The SSQ algorithm results for the rivers showed the minimization of the sum of squares (SSQ) which MSE was equal to 5.85 and SSQ was equal to 128.78 for the Wilson River, and MSE was equal to 0.505 and SSQ was equal to 4.55 and had better functionality than the GA algorithms same as the PSO and ICA algorithms. The meta-Heuristic methods were from solutions which succeeded to estimate these parameters. In this study, the novel Symbiotic Organisms Search (SOS) was used to estimate the non-linear Muskingum model parameters. The observational data of two river studies of Kardeh and Wilson Rivers were

1, 2, 3 and 4- Ph.D. Candidate Water Structure, M.Sc. Student Water Structure, Associate Professor and Professor in Water Science and Engineering, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, respectively.
(*- Corresponding Author Email:Esmaili@um.ac.ir)
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.85190

employed. The results of SOS implementation were compared to other meta-heuristic algorithms such as GA, PSO, and ICA to investigate the SOS functionality. In this research, firstly, the experimental example used by the researchers was investigated to survey the optimum Non-linear Muskingum flood routing model parameters. The results showed the SOS precise estimation was comparable to the previous methods. According to the results, the SSQ was improved by using the objective functions as compared to the other reported algorithms at a rate of 7% in GA, and 0.004% in ICA. In the second experimental river, which is a real flood routing, estimated statistical parameters for the Kardeh River were 0.5059 for MSE and 4.5528 for SSQ in the SOS algorithm. This shows that the appropriate functionality of the Symbiotic Organisms Search algorithm in estimating the optimum Non-linear Muskingum flood routing model parameters. Finally, this research work highlights the SOS ability to optimize the Muskingum model parameters.

Conclusion: In the SSQ flood stream, SOS showed good performance, such as the PSO and ICA algorithms. In this regard, SOS was 13% better than the GA in the objective function SSQ and MSE, and improved the objective function SSQ and MSE by 0.002 and 4%, respectively, in respect to the PSO and ICA. This denotes the appropriate functionality of the Symbiotic Organisms Search algorithm in estimating the optimum non-linear Muskingum flood routing model parameters. The findings indicate the SOS ability to optimize the Muskingum model parameters. Therefore, using the SOS in flood routing with the Muskingum model is recommendable.

Keywords: Braided rivers, Hydrologic routing, Metaheuristic, Meta-Heuristic, Muskingum model, Optimization

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 379-391

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۹۱-۳۷۹

مقاله علمی-پژوهشی

ارزیابی همبستگی ویژگی‌های خاک با پارامترهای منحنی Q/I پتاسیم در خاک‌های آهکی استان لرستان

مریم موسی پور[1*] - اکبر فرقانی[2] - عاطفه صبوری[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۱/۲۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۱/۳۱

چکیده

پتاسیم عنصری ضروری برای تولید محصولات کشاورزی است. برای ارزیابی وضعیت پتاسیم تبادلی و محلول در خاک از روش کمیت- شدت (Q/I) استفاده می‌کنند. این تحقیق جهت به‌دست آوردن شکل‌های پتاسیم و منحنی‌های Q/I در ۱۶ خاک سطحی (۳۰-۰ سانتی‌متری)، از خاک‌های آهکی لرستان انجام شد. برای این کار از محلول کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار و کلرید پتاسیم با غلظت‌های ۰/۳۳، ۰/۶۶، ۱، ۱/۳۳، ۲ و ۲/۵ میلی‌مولار استفاده گردید. از هر نمونه، ۶ سوسپانسیون تهیه و با استات آمونیوم ۱ مولار خنثی عصاره‌گیری گردید و میزان پتاسیم بوسیله دستگاه فلیم‌فتومتر اندازه‌گیری شد. منحنی (Q/I) برای هر نمونه رسم گردید. نسبت فعالیت پتاسیم در حال تعادل (AR_0^k) بین $(mmolL^{-1})^{0.5}$ ۰/۸۷۲ تا ۰/۰۴۷، پتاسیم آسان قابل‌تبادل (ΔK^0) بین ($mmolkg^{-1}$) ۱/۲۶۹ تا ۲۳/۲۴۳، پتاسیم سخت قابل‌تبادل (K_X) بین ($mmolkg^{-1}$) ۰/۱۶۳ تا ۱۶/۳۲۸، پتاسیم قابل دسترس (K_L) بین($mmolkg^{-1}$) ۶/۲۱۹ تا ۳۸/۵۹۳ می‌باشد. بیش‌ترین مقدار PBC^K در خاک ۱۱ (۴۵/۸۳۴) با درصد رس (۳۸) و کم‌ترین مقدار برای خاک ۱۳ با مقدار $(mmolkg^{-1})/(mmolL^{-1})^{0.5}$ ۲۳/۳۲۹ و درصد رس (۸) مشاهده گردید. بین ΔK^0 و (AR_0^k) همبستگی مثبت و معنی‌دار ($r=۰/۹۰$، $p<۰/۰۱$) مشاهده گردید. PBC^K با درصد رس ($r=۰/۷۴$، $p<۰/۰۱$) و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک ($r=۰/۷۳$، $p<۰/۰۱$) همبستگی مثبت و معنی‌داری نشان داد. با استفاده از روش رگرسیون چند متغیره گام به گام مشخص شد از بین تمام خصوصیات خاک، تنها مقدار رس طبق مدل آماری PBC^K=۱۷/۸۷۵+۰/۴۸۲Clay (R^2=۰/۶۳۱) می‌تواند بعنوان ویژگی مناسب به‌منظور برآورد ظرفیت بالقوه پتاسیم خاک استفاده شود. هم‌چنین طبق مدل آماری K_L=۱۴/۴۶۸+۹/۰۱۷O.C (R^2=۰/۳۱۸) مقدار کربن آلی (O.C)، بعنوان خصوصیت مناسب برای برآورد مقدار K_L تعیین گردید.

واژه‌های کلیدی: پتاسیم، منحنی کمیت–شدت، PBC^K، Δk

مقدمه

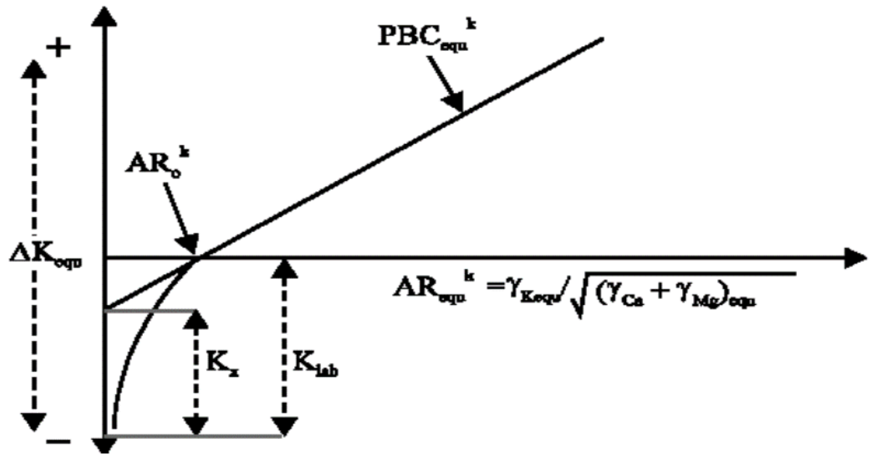
پتاسیم در زمینه فرایندهای فیزیولوژیکی حیاتی رشد، کیفیت، عملکرد و مقاومت‌های تنشی محصولات نقش بسزایی ایفا می‌کند (۲۳ و ۴۳). پتاسیم یک عنصر ضروری و مهم برای تولید محصولات کشاورزی است. این عنصر از عناصر اصلی و موردنیاز گیاهان است که نقش مهمی در فرایندهای متابولیک دارد و افزایش یا کاهش غلظت آن بر عملکرد و کیفیت محصول تأثیر می‌گذارد (۷). نوع کانی‌های رسی بر شکل‌های مختلف پتاسیم در خاک تأثیر دارد که این به ترکیب مواد مادری در خاک بستگی دارد (۳۱ و ۳۷). آگاهی از مقادیر شکل‌های مختلف پتاسیم و ارتباط آن‌ها با یکدیگر و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک با توجه به وجود تعادل دینامیکی بین آن‌ها، کمک شایانی در توصیه کودی پتاسیم می‌کند (۲۷). مهم‌ترین منابع پتاسیم مورداستفاده گیاه، پتاسیم محلول، تبادلی و مقداری پتاسیم غیرتبادلی است که در طول فصل رشد به‌صورت محلول یا تبادلی درآمده و قابل‌استفاده گیاه می‌شود (۳۳). پتاسیم قابل دسترس به شکل محلول یا کاتیون بخش تبادلی است که جذب سطحی کانی‌های رسی و مواد آلی به جهت بار منفی آن‌ها می‌شود و سهم کمی از پتاسیم کل خاک را به خود اختصاص می‌دهد (۳۲). تبدیل پتاسیم از شکلی به شکل دیگر جزئی از دینامیک پتاسیم در خاک را تشکیل می‌دهد و سرعت این تبدیل از جنبه حاصلخیزی و تغذیه گیاهی و نیز سرنوشت کود پتاسیم اضافه شده به خاک و توصیه

۱ و ۲- به‌ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد و دانشیار گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان
(*- نویسنده مسئول: Email: Maryam.mosapour8@gmail.com)
۳- دانشیار ژنتیک و به نژادی گیاهی، گروه زراعت و اصلاح نباتات، دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان

DOI: 10.22067/jsw.v34i2.79749

کودی حائز اهمیت می‌باشد (۳۸). درواقع دسترسی گیاهان به پتاسیم خاک توسط برهم‌کنش دینامیک بین منابع مختلف آن کنترل می‌شود. درک نادرست از این برهم‌کنش منجر به مدیریت نادرست در حاصلخیزی خاک می‌شود (۲). شدت پتاسیم در یک خاک در حالت تعادل با محلول خاک را می‌توان با استفاده از نسبت فعالیت پتاسیم تعریف کرد این رابطه نشان‌دهنده کاهش جذب پتاسیم است (۳). روشی برای توصیف رابطه بین پتاسیم تبادلی و محلول معرفی‌شده است که رابطه کمیت–شدت پتاسیم نام دارد (۱۹). منحنی Q/I (نسبت کمیت به شدت) برای توصیف در دسترس بودن پتاسیم است، که با درنظر گرفتن رقابت بین یون‌های کلسیم، پتاسیم و منیزیم توسط مکان‌های تبادلی خاک قابل اجراست. که این امر باعث ایجاد روابط بین ویژگی خاک‌های مختلف و تجزیه و تحلیل آن‌ها با استفاده از پارامترهای منحنیQ/I می‌گردد (۱۳).

پارامترهای منحنی Q/I پتاسیم: پارامترهای منحنی Q/I پتاسیم که در شکل (۱) مشاهده می‌شود شامل: AR^K، AR_0^k، ΔK^0، PBC^k، Kl و Kx می‌باشد. مقدار (AR_0^k) قابلیت استفاده یا شدت پتاسیم لابایل را در خاک نشان می‌دهد. اگر مقدار آن کمتر از ۰/۰۰۱ باشد، پتاسیم جذب لبه کانی‌ها یا همان مواضع اختصاصی می‌شود؛ اما اگر مقدار آن از ۰/۰۱ بیشتر باشد پتاسیم جذب مواضع سطحی یا همان مواضع غیراختصاصی می‌شود (۳۴). ΔK^0 پارامتر دیگر منحنی Q/I پتاسیم است که معرف کمیت تغییرات پتاسیم در خاک می‌باشد. لرووکس (۱۷) بیان کرد که ΔK^0 برآورد بهتری از پتاسیم تبادلی نسبت به پتاسیم عصاره‌گیر شده با استات‌آمونیوم نرمال به دست می‌دهد. همچنین دریافت که مقادیر بالای پتاسیم لابایل(ΔK^0)، سبب رهاسازی بیشتر پتاسیم به داخل محلول خاک شده و باعث ایجاد ذخیره پتاسیم لیبال بیشتری می‌شود (۱۵). ذخیره پتاسیم لیبال با مصرف کود افزایش می‌یابد. PBC^K یا ظرفیت بافری پتاسیم ، شیب قسمت خطی نمودار Q/I است . لرووکس (۱۷) بیان کرد که مقادیر بالای PBC^K نمایانگر خوبی برای فراهمی پتاسیم است، درحالی‌که مقادیر پایین آن نیاز به میزان کوددهی را پیشنهاد می‌کند. حاجی زاد و همکاران (۸) با مطالعه تعدادی از خاک‌های آهکی آذربایجان غربی گزارش دادند بیش‌ترین میزان PBC^k در خاک‌های تیپیک کلسی زرپت مشاهده گردید که با بیش‌ترین مقدار رس و ظرفیت تبادل کاتیون همراه بود. مقدار PBC^k بیش‌تر این خاک‌ها در سطح مطلوبی قرار داشت و بیانگر توانایی بالای خاک‌ها در حفظ و نگهداری شدت پتاسیم در فاز محلول خاک برای مدت طولانی می‌باشد. (K_X) نشان‌دهنده مقدار پتاسیم به سختی قابل‌تبادل است و میزان مواضع اختصاصی پتاسیم در خاک را نشان می‌دهد. این پارامتر از اختلاف بین عرض از مبدأ قسمت خطی و منحنی Q/I در AR^K برابر صفر به دست می‌آید (۳)، Kl پتاسیم قابل دسترس است در واقع مجموع پتاسیمی که در جایگاه‌های اختصاصی و غیر اختصاصی قرار دارد. در ایران استفاده از واریته‌های با راندمان بالا و سیستم‌های کشت فشرده باعث تخلیه پتاسیم قابل استفاده خاک شده است. در اکثر خاک‌ها مقدار پتاسیم کل زیاد است اما از این مقدار فقط جز کمی از آن در دسترس گیاهان قرار می‌گیرد (۱۸). به همین منظور در این تحقیق با فرض اینکه بین برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها و پارامترهای منحنی Q/I همبستگی معنی‌داری وجود دارد، ارتباط پارامترهای نام برده را با خصوصیات خاک‌های مناطق مختلف لرستان بررسی کردیم. اهداف اصلی و مورد بررسی در این تحقیق شامل، مشخص کردن وضعیت پتاسیم و پارامترهای منحنی Q/I در بعضی خاک‌های آهکی استان لرستان و تعیین چگونگی ارتباط بین پارامترهای Q/I و ویژگی‌های خاک می‌باشد.



شکل ۱- منحنی تیپیک Q/I

Figure 1- Typical Q/I curve

مواد و روش‌ها

برای انجام این تحقیق تعداد ۱۶ نمونه خاک از خاک‌های سطحی عمق (۳۰-۰) سانتی‌متری مناطق مختلف استان لرستان (قسمت مرکزی، شمال شرق، جنوب و جنوب غرب) به نحوی‌که دارای پراکنش جغرافیایی متفاوت باشد، انتخاب شد. سپس نمونه‌ها هوا خشک و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. در مرحله بعدی مقدار کربنات کلسیم معادل (با روش خنثی‌سازی با اسید و تیتر کردن اسید باقی‌مانده با سود)، pH (در سوسپانسیون ۱:۲/۵خاک به آب با استفاده از دستگاه pH متر)، EC (با استفاده از عصاره گل اشباع و قرائت توسط دستگاه هدایت الکتریکی)، درصد مواد آلی به روش اکسایش تر و بافت به روش هیدرومتری تعیین گردید (۲۱). برای اندازه‌گیری پتاسیم محلول و تبادلی به ترتیب از عصاره‌گیرهای آب مقطر و استات‌آمونیوم یک نرمال خنثی استفاده گردید (۱۴). برای پتاسیم غیرتبادلی از اسید نیتریک یک مولار جوشان استفاده شد (۱۰).

روابط کمیت- شدت: برای رسم منحنی‌های Q/I از هر نمونه خاک ۶ سوسپانسیون تهیه گردید. که حاوی ۱ گرم خاک و۱۰ میلی‌لیتر کلریدکلسیم ۰/۰۱ مولار و۱۰ میلی‌لیتر کلریدپتاسیم با غلظت‌های ۰/۳۳، ۰/۶۶، ۱، ۱/۳۳، ۲ و ۲/۵ میلی‌مولار بود. همه محلول‌های موردنظر به مدت یک ساعت تکان داده شدند. سپس نمونه‌ها به مدت۲۰ ساعت به حال خود گذاشته شد تا به تعادل برسند. نمونه‌ها سانتریفیوژ گردید و فاز محلول و جامد از هم جدا و با استفاده از دستگاه فلیم فوتومتر غلظت پتاسیم محلول فاز محلول جدا شده قرائت گردید. سپس به فاز جامد هر نمونه۲۰ میلی‌لیتر استات‌آمونیوم ۱ نرمال و خنثی اضافه گردید. دوباره این محلول‌ها به مدت ۱ ساعت تکان داده و سپس به مدت ۲۰ ساعت به حال خود گذاشته شد تا به تعادل برسند. در آخر با دور ۱۰۰۰۰ در دقیقه سانتریفیوژ گردیدند. این بار فاز محلول درون بالون ریخته شد و با استفاده از دستگاه فلیم‌فتومتر غلظت پتاسیم تبادلی در محلول موردنظر اندازه‌گیری گردید (۱۱، ۱۲ و ۳۶). همچنین در عصاره صاف شده غلظت کلسیم و منیزیم محلول و تبادلی نمونه‌ها توسط EDTA تیتر گردید. جهت محاسبه قدرت یونی محلول‌ها ابتدا EC عصاره مذکور بوسیله دستگاه هدایت سنج قرائت گردید و سپس با استفاده از رابطه تجربی (۱) به‌دست آمد.

رابطه (۱) $I=0.013EC$

و در آخر با معادله دی‌بای هاکل تصحیح شده (رابطه ۲) ضرایب فعالیت یون‌ها (γi) محاسبه و فعالیت یون‌ها با استفاده رابطه (۳) به‌دست آمد (۳۵). سپس نسبت فعالیت پتاسیم با استفاده از رابطه (۴) محاسبه گردید.

رابطه (۲) $\log\gamma_i= -0.509\times Z_i^2\times I^{0.5}/(1+I^{0.5})$

γi: ضرایب فعالیت یون‌ها Z_i: ظرفیت کاتیون I: قدرت یونی

رابطه (۳) $a_i=\gamma_i C_i$

C: غلظت اندازه‌گیری شده برای هر یون

رابطه (۴) $(AR^K)= aK\div(aCa+aMg)^{1/2}$

AR^k: فعالیت یون پتاسیم ($molL^{-1}$) $aCa+aMg$: نسبت فعالیت یون کلسیم و منیزیم ($molL^{-1}$)

ΔK یا فاکتور کمیت در منحنی‌های جذب Q/I از رابطه (تعادل) K ± (اولیه) $\Delta K= K$ محاسبه گردید. سپس با برازش ΔK در برابر AR^K منحنی‌های Q/I رسم گردید (۶ و ۴۰). قابل ذکر است کل آزمایش‌های فوق در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار انجام شد. برای بررسی همبستگی بین پارامترهای Q/I و ویژگی‌های خاک از نرم‌افزار SPSS تحت ویندوز استفاده شد. همچنین برای رسم بهترین خط در معادلات Q/I از نرم‌افزار Excel استفاده شد.

نتایج و بحث

جدول ۱ برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه را نشان می‌دهد. pH این خاک‌ها در محدوده قلیایی و بافت آن‌ها متفاوت می‌باشد؛ بنابراین باتوجه به جدول ۱ خاک‌های مورد مطالعه دارای بافت سبک و نیمه سنگین هستند.

جدول ۲ مقادیر پارامترهای منحنی Q/I پتاسیم در خاک‌های مورد بررسی را نشان می‌هد. در این خاک‌ها ازنظر مقادیر AR_0^k، ΔK_0، PBC^K، K_L و K_X باهم تفاوت‌های داشتند که نشان‌دهنده مقدار پتاسیم متفاوت در هرکدام از این خاک‌ها است. همان‌طور که مشخص است روند کلی شکل ۲ شبیه به منحنی کلاسیک گزارش شده در منابع است (۴۱). به نحوی که در مقادیر کم نسبت فعالیت پتاسیم، این رابطه غیر خطی و در مقادیر بالای نسبت فعالیت پتاسیم این رابطه خطی است.

در خاک‌های مورد بررسی کم‌ترین مقدار (AR_0^k) در خاک شماره ۱۲ بود؛ که با مقدار پتاسیم محلول (۱۷میلی‌گرم بر کیلوگرم) و مقدار کمتر پتاسیم تبادلی نسبت به سایر خاک‌ها چنین امری انتظار می‌رود. این امر نشان‌دهنده این است که به احتمال زیاد مکان‌های جذب سطحی در این خاک کم باشد که باعث می‌شود پتاسیم کمتری به فاز محلول آزاد شود در نتیجه مقدار (AR_0^k) پایین است. همچنین بیش‌ترین مقدار (AR_0^k) برای خاک شماره ۷ مشاهده گردید که با داشتن مقدار بالای پتاسیم تبادلی و پتاسیم محلول نسبتاً بالا این امر نیز قابل‌قبول است. در سایر خاک‌ها نیز همین روند مشاهده شد.

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه

Table 1- Physical and chemical properties of studied soils

شماره خاک Soil number	pH (1:2.5)	هدایت الکتریکی عصاره اشباع EC $dS\ m^{-1}$	سیلت Silt (%)	رس Clay (%)	کربن آلی O.C (%)	ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC $cmol_c\ kg^{-1}$)	کربنات کلسیم $CaCO_3$ (%)	پتاسیم تبادلی خاک (Ke)* $mg\ kg^{-1}$	پتاسیم محلول خاک (Ks)* $mg\ kg^{-1}$	بافت خاک Texture
1	8.01	1.60	39	38	0.39	21	35	443	37	ClayLoam
2	8.10	1.48	60	15	0.04	9	55	350	15	SiltLoam
3	7.91	1.43	19	17	0.19	11	30	92	14	SandyLoam
4	7.95	2.33	34	19	2.14	17	32.5	431	52	Loam
5	8.08	1.39	49	26	0.70	16	45	406	34.5	Loam
6	7.80	1.02	35	33	0.14	18	25	302	21	ClayLoam
7	7.85	1.41	55	12	0.18	8	35	382	35	SiltLoam
8	7.91	0.99	42	35	0.07	19	40.5	239	16	ClayLoam
9	7.98	1.27	13	32	0.19	18	32.5	286.5	14.5	SandyClayLoam
10	7.97	1.90	50	22	0.09	14	15	264	16	SiltyLoam
11	8.08	1.30	43	37	0.17	20	33.5	283	16	Silty ClayLoam
12	7.80	1.19	50	23	0.30	14	31.75	311	17	Loam
13	7.93	1.35	59	8	0.02	6	42.5	338	13	SiltLoam
14	7.92	1.18	47	38	0.39	21	33	323.5	15	Silty ClayLoam
15	8.0	1.01	51	25	0.19	15	32.5	335	15.5	SiltLoam
16	7.8	1.23	46	31	0.25	18	47.5	308	17	ClayLoam

* Ks: (عصاره‌گیری شده با آب)، Ke: (عصاره‌گیری شده با استات‌آمونیوم نرمال و خنثی)

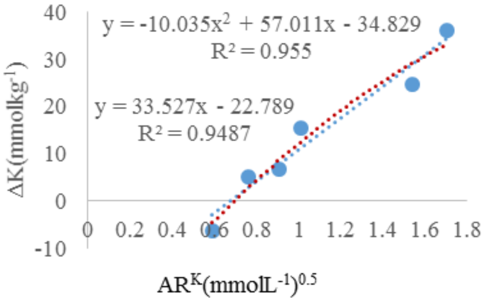
Ks: extracted with water, Ke: extracted with netral ammonium acetate

فاطمی و همکاران (۵) با مطالعه خاک‌های آهکی و بررسی همبستگی کانی‌های غالب با پارامترهای منحنی Q/I گزارش کردند که در خاک‌هایی که کانی غالب آن‌ها اسمکتیت، کلرایت و میکای آب‌دار است مقدار (AR_0^k) بین $(mol\ L^{-1})^{0.5}$ (۰/۰۰۰۴-۰/۰۰۰۶) می‌باشد که با مقدار (AR_0^k) در این تحقیق مشابه است. وودراف (۴۲) بیان کرد که (AR_0^k) مناسب برای رفع نیاز گیاه عددی بین ۰/۰۰۲۷ تا ۰/۰۳ $(molL^{-1})^{0.5}$ می‌باشد؛ بنابراین با توجه به مقادیر (AR_0^k) در این خاک‌ها پتاسیم لازم برای رشد گیاهان فراهم می‌باشد. همچنین اسکونبرگ و همکاران (۲۸) گزارش کردند که اگر مقدار عددی نسبت فعالیت پتاسیم در حال تعادل از ۰/۰۰۱ $(mol\ L^{-1})^{0.5}$ کم‌تر باشد، جذب پتاسیم در موقعیت لبه‌های کلوئیدها صورت می‌گیرد و اگر بیش‌تر از $(mol\ L^{-1})^{0.5}$ ۰/۰۱ باشد پتاسیم جذب سطوح کانی‌های رسی می‌شود ؛ بنابراین در همه خاک‌ها پتاسیم جذب لبه‌های کلوئیدها می‌شود. مقادیر PBC^K بین $(mmol\ kg^{-1})/(mmolL^{-1})^{0.5}$ (۲۳/۳۲۹-۴۵/۸۳۴) مشاهده شد. هاشمی فرد و همکاران (۹) با بررسی پارامترهای منحنی کمیت- شدت در یک ردیف توپوگرافی مقدار PBC^K را در خاک‌های سطحی بین $(mmolkg^{-1})/(mmolL^{-1})^{0.5}$ (۲۲/۵۴-۳۶/۷۹) گزارش کردند، که مشابه مقادیر PBC^K در این پژوهش است. بیش‌ترین مقدار PBC^K در خاک شماره ۱۱ و کم‌ترین مقدار برای خاک شماره ۱۳ مشاهده گردید. مقدار بالای ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم در خاک شماره ۱۱ نمایانگر توان بالای خاک برای تأمین پتاسیم موردنظر گیاه می‌باشد. در واقع در خاک‌های با PBC^K بالاتر فعالیت پتاسیم محلول از نوسان پایین‌تری برخوردار بوده و بهتر بافر می‌شود. هم‌چنین مقدار پایین آن در خاک شماره ۱۳ نشان‌دهنده توان کم خاک برای تأمین پتاسیم و ضرورت استفاده از کودهای پتاسیمی می‌باشد. باتوجه به نزدیکی مقادیر (AR_0^k) بعضی از خاک‌ها به همدیگر، مشاهده شد مقادیر PBC^K در آن‌ها متفاوت است که نشان دهنده تفاوت توانایی این خاک‌ها از نظر حفظ پتاسیم لبایل در برابر تخلیه پتاسیم خاک است (۳). کم‌ترین و بیش‌ترین میزان پتاسیم آسان قابل‌تبادل (ΔK^0) به‌ترتیب برای خاک‌های شماره ۱۲ و خاک شماره ۴ مشاهده گردید. لروکس و سامنر (۱۶) دریافتند که مقادیر بیشتر پتاسیم لیبال (ΔK^0) به معنای پتاسیم آزاده شده بیشتر در محلول خاک است که از مخازن بیشتر پتاسیم سهل الوصل ناشی می‌شود؛ بنابراین خاک شماره ۴ بیشترین مقدار پتاسیم را در فاز محلول آزادکرده است. مقادیر (ΔK^0) به نوع کانی‌های رسی، مقدار پتاسیم کودی مصرف شده و مقدار پتاسیم تبادلی بستگی دارد (۲۹). همانطور که مشاهده شد پتاسیم عصاره‌گیری شده با استات‌آمونیوم در خاک‌های شماره ۱ و ۱۲ اختلاف معناداری با مقدار ΔK^0 داشت. و میزان پتاسیم تبادلی (عصاره‌گیری شده با استات آمونیوم) مقدار بیشتری از پتاسیم آسان قابل تبادل نشان داد. ریچارد و بایت (۲۴) عقیده دارند که استات‌آمونیوم از کانی‌هایی که دارای مکان‌های اختصاصی برای جذب پتاسیم هستند، پتاسیم بیشتری را استخراج می‌کنند؛ بنابراین در این نوع خاک‌ها (شماره ۱ و ۱۲) پتاسیم تبادلی از پتاسیم به سهولت قابل استفاده بیشتر است. در این مورد صمدی (۲۵) پیشنهاد می‌دهد که در این‌گونه خاک‌ها مکان‌های اختصاصی جذب پتاسیم زیاد است.

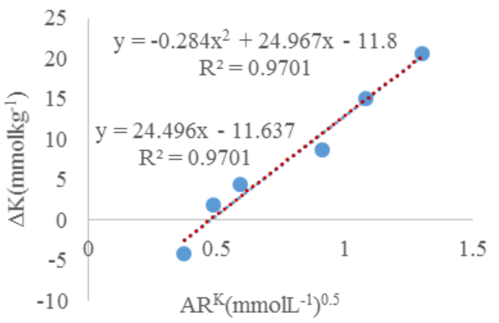
جدول ۲- مقادیر پارامترهای Q/I در خاک‌های مورد مطالعه

Table 2- The values of Q/I parameters in studied soils

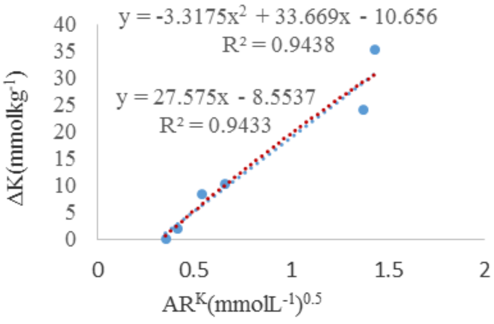
شماره خاک **Soil number**	پتاسیم قابل دسترس **KI (mmol kg^{-1})**	پتاسیم به سختی قابل تبادل **Kx (mmol kg^{-1})**	ظرفیت بالقوه بافری پتاسیم **(PBC^K) (mmol kg^{-1})/(mmol L^{-1})$^{0.5}$**	نسبت فعالیت پتاسیم **(AR$_0^k$) (mmol L^{-1})$^{0.5}$**	پتاسیم آسان قابل تبادل **(ΔK^0) (mmol kg^{-1})**
1	34.829	12.040	33.562	0.679	22.789
2	11.800	0.163	24.498	0.475	11.637
3	10.656	2.103	27.590	0.310	8.553
4	29.766	6.533	28.945	0.803	23.243
5	27.730	10.453	24.506	0.705	17.277
6	6.685	0.544	31.015	0.198	6.141
7	38.593	16.228	25.674	0.872	22.365
8	15.040	1.272	32.395	0.435	13.768
9	11.848	1.720	30.972	0.327	10.128
10	15.305	5.400	26.561	0.358	9.509
11	14.440	3.393	45.834	0.241	11.046
12	6.219	4.950	27.000	0.047	1.269
13	16.463	5.918	23.329	0.452	10.545
14	21.188	6.588	39.433	0.371	14.630
15	17.748	6.633	29.975	0.372	11.151
16	17.043	8.358	32.047	0.271	8.685



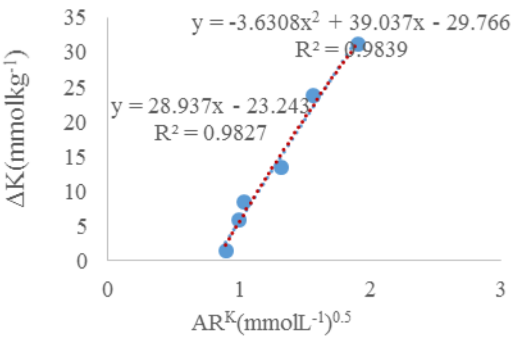
خاک شماره ۱



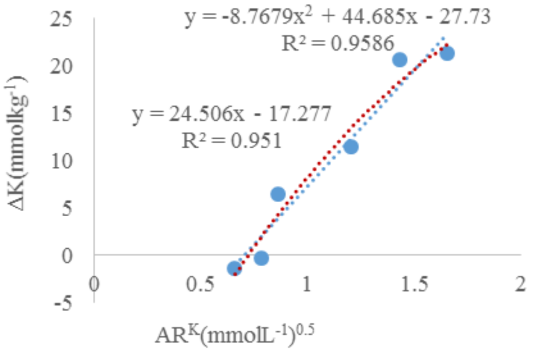
خاک شماره ۲



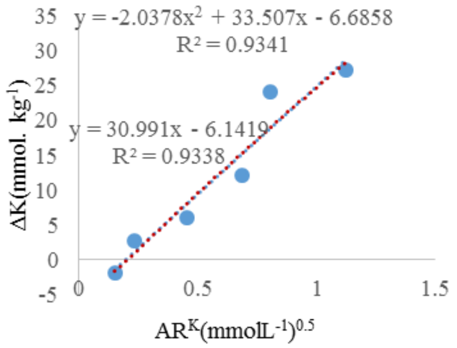
خاک شماره۳



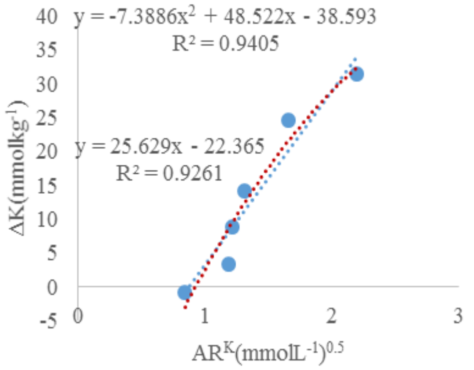
خاک شماره۴



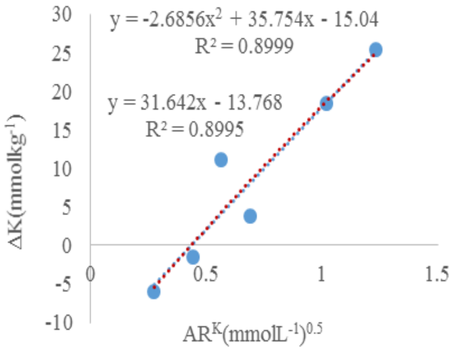
خاک شماره ۵



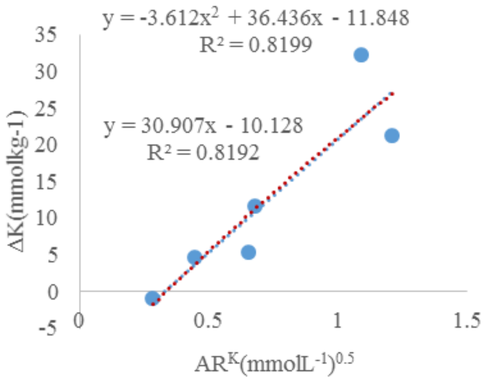
خاک شماره ۶



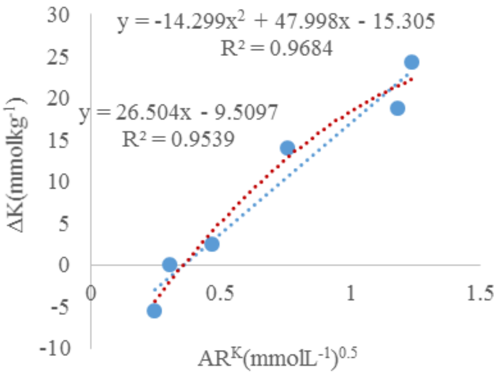
خاک شماره ۷



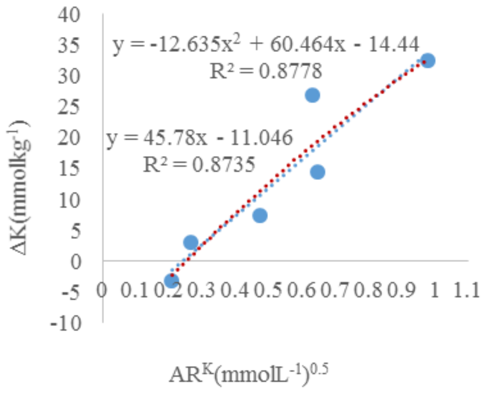
خاک شماره ۸



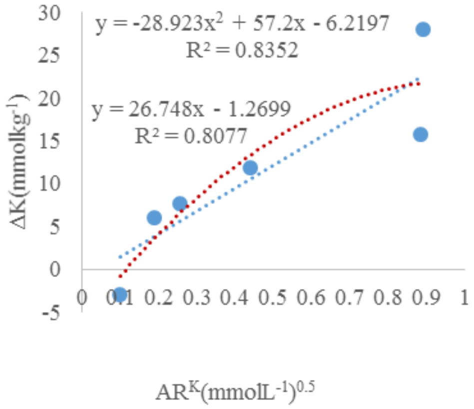
خاک شماره ۹



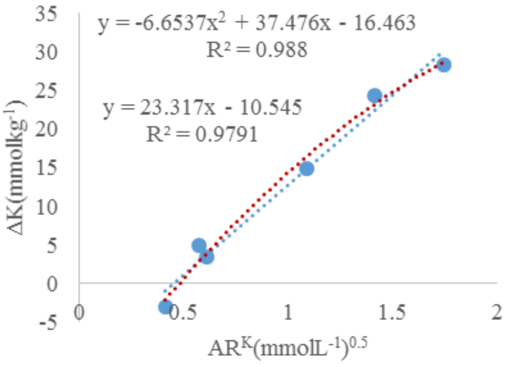
خاک شماره ۱۰



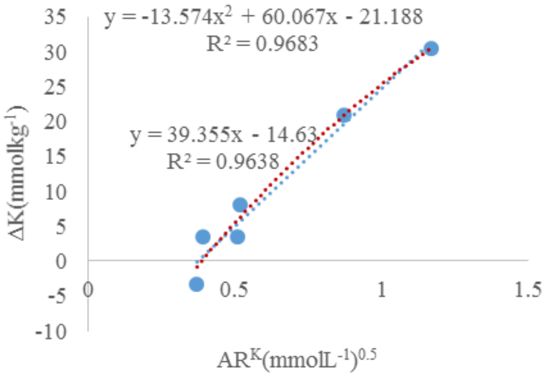
خاک شماره ۱۱



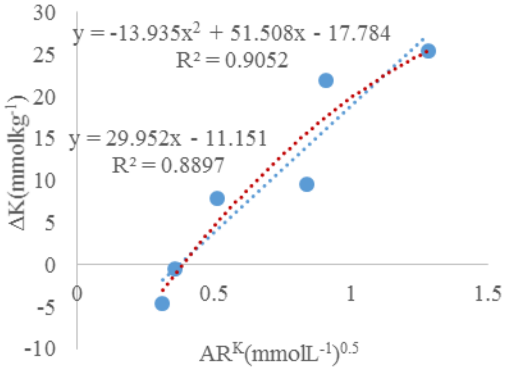
خاک شماره ۱۲



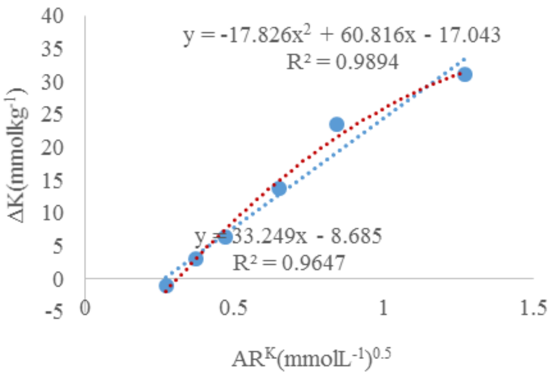
خاک شماره ۱۳



خاک شماره ۱۴



خاک شماره ۱۵



خاک شماره ۱۶

شکل ۲- منحنی‌های Q/I پتاسیم در خاک‌های مورد مطالعه
Figure 2- Q/I curves of potassium in the studied soils

همانطور که در جدول ۳ مشاهده مـی‌شـود در خـاک‌هـای مـورد مطالعه ΔK^0 و AR_0^k با هم هم‌بسـتگی مثبـت و معنـی‌داری (۰/۰۱>p، r=۰/۹۰) نشان دادند. زیرا ΔK^0 معرف کمیت تغییرات پتاسـیم در خاک است بنابراین تغییر در مقدار آن بر شدت پتاسیم در فاز محلـول یا همان AR_0^k موثر است. بنابراین این پارامتر می‌تواند در خاک‌هـای مورد مطالعه به خوبی نمایانگر وضعیت قابلیت اسـتفاده پتاسـیم باشـد. مطالعات انجـام گرفتـه توسـط سـماواتی و اسـکندری (۲۶) بـر روی خاک‌های شهرستان بهار نیز نشان داد بین ΔK^0 و AR_0^k همبسـتگی مثبت و معنی‌دار (۰/۰۱>p، r=۰/۹۶) بود.

جدول ۳- ضرایب همبستگی بین پارامترهای Q/I در خاک‌های مورد بررسی

Table 3- Correlation coefficients between Q / I parameters in studied soils

	پتاسیم آسان قابل تبادل (ΔK^0)	نسبت فعالیت پتاسیم (AR_0^k)	ظرفیت بالقوه بافری پتاسیم (PBC^K)	پتاسیم به سختی قابل تبادل (Kx)	پتاسیم قابل دسترس (Kl)
ΔK^0	1				
AR_0^k	0.90**	1			
PBC^K	-0.08	-0.29	1		
Kx	0.09	0.25	0.05	1	
Kl	0.71**	0.81**	0.04	0.70**	1

**: معنی‌دار در سطح ۱٪ و *: معنی‌دار در سطح ۵٪

** Significant at P< 0.01 and * Significant at P< 0.05

بین PBC^K و AR_0^k همبستگی منفی وجود داشت که نشان می‌دهد، خاک‌های با مقادیر PBC^K بالا، AR_0^k پایین، اما پایداری بیشتری نسبت به خاک‌های با PBC^K پایین‌تر، تأمین می‌کنند. ΔK^0همچنین با K_L رابطه مثبت و معنی‌دار (r=۰/۷۱۴، p<۰/۰۱) نشان داد. K_L علاوه بر ΔK^0 با K_X نیز رابطه مثبت و معنی‌دار (r=۰/۷۰۹، p<۰/۰۱) نشان داد. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که با افزایش هرکدام از دو پارامتر ΔK^0 و K_X میزان پتاسیم قابل‌تبادل (K_L) افزایش یابد. پتاسیم سخت قابل‌تبادل که از کسر ΔK^0 و پتاسیم قابل‌تبادل (K_L) به دست می‌آید، به نوع کانی‌های رسی بستگی دارد. در خاک‌هایی که دارای کانی‌های با محل جذب اختصاصی بیشتری باشند، پتاسیم با انرژی بالایی جذب شده که به‌راحتی قابل‌تبادل نمی‌باشد، درنتیجه در چنین خاک‌های (دارای کانی‌های با محل جذب اختصاصی) مقدار K_X بالا است؛ بنابراین این پارامتر در ارتباط با کانی‌های رسی می‌باشد و ارتباط معناداری با پتاسیم عصاره‌گیری شده با استات‌آمونیوم ندارد (۱۰).

همبستگی بین ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک و پارامترهای منحنی Q/I

باتوجه به اینکه انجام منحنی Q/I هزینه‌بر و وقت‌گیر است، استفاده از خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک برای تخمین آن می‌تواند مفید باشد. این تحقیق برای پیداکردن روابطی بین ویژگی‌های خاک که معمولا در آزمایشگاه اندازه‌گیری می‌شوند و پارامترهای منحنی Q/I، انجام شد که نتایج متفاوتی برای همبستگی بین هرکدام از ویژگی‌های خاک و پارامترهای منحنی Q/I به‌دست آمد.

طبق جدول ۴ مشاهده می‌شود که ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم با درصد رس (r=۰/۷۹، p<۰/۰۱) و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک (r=۰/۷۳، p<۰/۰۱) همبستگی مثبت و معنی‌داری را نشان داده است. زیرا با افزایش رس ظرفیت تبادلی کاتیونی افزایش می‌یابد که سبب افزایش PBC^K می‌شود. محمودی شناس (۲۰) با مطالعه خاک‌های آهکی تاکستان‌های شهرستان ملایر همبستگی معنی‌دار و مثبتی (r=۰/۷۷، p<۰/۰۱) بین ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم و درصد رس مشاهده کرد. هاشمی مفرد و همکاران (۹) با تعیین روابط Q/I پتاسیم در یک ردیف توپوگرافی نشان دادند که PBC^K با درصد رس (r=۰/۷۰،p<۰/۰۵) و ظرفیت تبادل کاتیونی (r=۰/۵۶، p<۰/۰۵) همبستگی مثبت و معنی‌داری دارد. اما عبدی و همکاران (۱) با بررسی روابط منحنی Q/I پتاسیم در اراضی تحت کشت پسته و انار شهرستان رفسنجان گزارش کردند کهPBC^K با هیچکدام از خصوصیات خاک همبستگی معنی‌داری نشان نداد. همانطور که مشاهده شد در این تحقیق بین PBC^K و مقدار ماده آلی رابطه معنی‌داری مشاهده نشد. شارما و همکاران نیز (۳۰) رابطه معنی داری بین PBC^K و مقدار ماده آلی مشاهده نکردند. پونیا و نیدر (۲۲) بیان کردند کاهش PBC^K در حضور ماده آلی به دلیل افزایش دانسیته بار در سطح و همچنین کاهش فراوانی مکان‌های با جذب اختصاصی پتاسیم می‌باشد. همچنین پتاسیم تبادلی کل (K_L) با ماده آلی خاک همبستگی مثبت و معنی‌دار نشان داد، زیرا ماده آلی خود تامین کننده بخشی از پتاسیم خاک است. همچنین ماده آلی با تغییر در مقدار pH می‌تواند بر میزان پتاسیم خاک تاثیر بگذارد (۳۸). اما سایر پارامترهای منحنی Q/I مانند AR_0^k، K_X و ΔK^0 با هیچ‌یک از ویژگی‌های خاک همبستگی معنی‌داری نشان ندادند. گزارش‌های دیگر عدم همبستگی این پارامترها با خصوصیات خاک را نشان دادند (۴ و ۳۸). مطابق نتایج این پژوهش، بین فعالیت نسبی پتاسیم در حال تعادل و درصد رس رابطه معنی داری مشاهده نشد. همانطور که مشاهده شد pH خاک‌ها با هیچ‌کدام یک از پارامترهای منحنی Q/I ارتباط معنی داری نداشت اما عبدی و همکاران (۱) گزارش کردند که pH همبستگی مثبت و معنی داری با ΔK^0 (r=۰/۴۷، p<۰/۰۵) و AR_0^k (۰/۴۹، p<۰/۰۵) دارد. شارما و همکاران نیز (۳۰) همبستگی معنی‌داری (r=۰/۷۵،p<۰/۰۱) بین AR_0^k و pH خاک مشاهده کردند. فاطمی و همکاران (۵) رابطه معنی داری بین PBC^K و pH مشاهده نکردند.

با استفاده از روش رگرسیون چند متغیرهٔ گام به گام مشخص شد از بین تمام خصوصیات خاک، این مدل آماری، تنها مقدار رس را

بعنوان ویژگی مناسب به‌منظور برآورد PBC^K خاک مطابق رابطـهً (۵) زیر تعیین کرد:

رابطه (۵) PBC^K=۱۷/۸۷۵+۰/۴۸۲Clay (R^2=۰/۶۳۱)

هم‌چنین با استفاده از رگرسیون چند متغیره، فقط مقدار ماده آلـی (O.C)، بعنوان خصوصیت مناسب برای برآورد مقدار K_L طبق رابطـه (۶) تعیین گردید:

رابطه (۶) K_L=۱۴/۴۶۸+۹/۰۱۷O.C (R^2=۰/۳۱۸)

جدول ٤- ضرایب همبستگی بین پارامترهای منحنی Q/I پتاسیم و خصوصیات اصلی خاک

Table 4- Correlation coefficient between Q / I curve parameters of potassium and soil properties

	رس (Caly) (٪)	سیلت (Silt) (٪)	کربنات کلسیم ($CaCO_3$) (٪)	کربن آلی (O.C) (٪)	pH (1:2.5)	ظرفیت تبادل کاتیونی CEC ($Cmol_c\ kg^{-1}$)
پتاسیم آسان قابل تبادل ΔK^0	−0.198	0.144	0.105	0.336	0.119	-0.127
نسبت فعالیت پتاسیم (AR_0^k)	−0.309	0.155	0.23	0.495	0.309	-0.185
ظرفیت بالقوه بافری پتاسیم (PBC^K)	0.749**	−0.248	−0.173	-0.035	0.113	0.739**
پتاسیم به سختی قابل تبادل (Kx)	0.221	0.137	0.067	0.348	0.176	0.331
پتاسیم قابل دسترس (K_L)	0.085	0.91	0.142	0.564*	0.344	0.233

**: معنی‌دار در سطح ۱٪ و *: معنی‌دار در سطح ۵٪

** Significant at P< 0.01 and * Significant at P< 0.05

نتیجه‌گیری

ضرایب همبستگی بین پارامترهای منحنی‌های Q/I به این‌صورت بود کـه، بـین ΔK^0 و AR_0^k ، ΔK^0 و K_L، AR_0^k و K_L و همچنـین بین K_L و K_X همبستگی مثبت و معنی‌دار مشاهده گردید. باتوجه بـه مقادیر ظرفیت بافری بالقوه (PBC^K) در این خاک‌ها، می‌توان اینگونه بیان کرد که خاک‌ها تا حدودی می‌توانند پتاسیم قابل جذب را تـامین نمایند. بنابراین باتوجه به مقادیر فاکتورهـای بدسـت آمـده از منحنـی Q/I مـی‌تـوان توصـیه کـودی انجـام داد. در مـورد همبسـتگی بـین پارامترهای منحنی Q/I و خصوصیات پایه‌ای خاک، PBC^K با درصـد رس و ظرفیت تبـادل کـاتیونی خـاک همبسـتگی مثبـت و معنـی‌دار مشاهده شد. هم‌چنین بین K_L و درصد ماده آلی همبسـتگی مثبـت و معنی‌دار مشاهد شد.

منابع

1- Abdi S., Tajabadiopur A., and Hamidpour M. 2019. Chemical Forms and Quantity-Intensity Relationships of Potassium in Rafsanjan and Anar Lands under Pistachio Trees. Journal of Pistachio Science and Technology 3(5): 22-38. (In Persian with English abstract)

2- Abtahi A.S., and Abbaslu H. 2008. Quantitative-intensity (Q/I) parameters of potassium and evaluation of correlation of its parameters with soil properties in a number of Estahban-Fars province soils. 10th Iranian soil science congress, Tehran University (Karaj), pp. 1132-1143. (In Persian with English abstract)

3- Beckett P.H.T. 1964a. Studies on soil potassium II. The immediate Q/I relations of labile potassium in the soil. Journal of Soil Science. 15: 9-23.

4- Datta D.K., and Joshi D.C. 1990. Quantity-intensity parameters of potassium and their parameter with available forms and soil properties in dune and interdune soils. Soil Science Society Indian Journal. 38: 404-409.

5- Fatemi A., Malakouti M., Bazargan K., and Honorary R. 2011. Correlation between mineral composition and quantitative-intensity parameters and available potassium in Calcareous Soils. Journal of Soil and Water Conservation Research 18(2): 23-44. (In Persian with English abstract)

6- Gawander J.S., Gangaiya P., and Morrison R.J. 2002. Potassium studies on some sugarcane growing soils in Fiji. Soil Science Society American Journal. 20: 15-21.

7- Hawkesford M., Horst W., Kichey T.M.R., Schjørring J.K., Møller I.S., and White P. 2012. Functions of macronutrients. Marschers's Mineral Nutrition of Higher Plants: Elsevier Science.
8- Hajizad Sh., Samadi S., Mowhaydi Nayeni S., and Charming F. 2010. Quantity-intensity parameters and forms of potassium in relation to clay mineralogy in some vineyard growing growcalcareous soils in Western Azarbaijan Province. Journal of Soil and Water Protection Research 17(3): 65-83. (In Persian with English abstract)
9- Hashemimofrad S.M., Hossinpour A., and Motaghian H.R. 2018. Determination of K quantity-intensity parameters in a topography. Journal of Soil and Water Research 24(3): 267-282. (In Persian with English abstract)
10- Helmeke P.A., and Sparks D.L. 1996. Methods of Soil Analysis, part 3. Chemical methods. 2nd Ed, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin USA.
11- Hosseinpour A.R., and Kalbasi M. 2000. Potassium quantity-intensity ratio and the correlation of its parameters with soil properties in some Iranian soils. J. Sci. Techno. Agric. Nat. Res. 4: 43-55.
12- Islam A., Karim A.J.M.S., Solaiman., A.R.M., Islam Md., and Saleque Md. A. 2017. Eigh-year long potassium fertilization effects on quantity/intensity relationships of soil potassium under double rice cropping. Soil Tillage Research 169: 99-117.
13- Jimenez C., and Parra M.A. 1991. Potassium Quantity-Intensity Parameters in Calcareous Vertisols and Inceptisols of Southwestern Spain. Soil Science Society American Journal .55(4): 985-989.
14- Knudsen D., Peterson G.A., and Pratt P.F. 1982. Lithium, sodium and potassium. P225-246, In: Page, A.L., et al., (eds.), Methods of Soil Analysis, Part 2. American Society of Agronomy, Madison. WI. USA.
15- Krishna K.R. 2002. Soil fertility and crop production. Science publisher. Inc. Endified. New Hampshire., PP. 465.
16- LeRouxe J., and Sumner M.E. 1968. Labile potassium in soils: I. Factors affecting the quantity-intensity (Q/I) parameters. Soil Science. 106: 35-41.
17- LeRoux J. 1966. Studies on ionic equilibria in Natal soils. Ph.D. Thesis. University of Natural, Republic of South Africa.
18- Lotfi Parsa H., Khademi H.Sh., Ayyubi A., and Hadiynezhad A. 2013. Time variation of potassium release from phlogopite in alfalfa root. Soil Researches (Soil and Water Sciences) 26(1): 111-112. (In Persian with English abstract)
19- Matthews B.C., and Becket P.H.T. 1962. A new procedure for studing the release and fixation of potassium ions in soil. Journal of Agriculture Science. 58: 59-64.
20- Mahmoudi Shenas M. 1395. Quantitative relationships-Severity of potassium in some calcareous soils of the Malayer vineyards. Department of Soil Science, Malayer University. (In Persian with English abstract)
21- Page A.L., 1982. Methods of Soil Analysis. Part 2, American Society of Agronomy, Madison, WI.
22- Poonia S.R., and Niederbudde E.A. 1990. Exchange equilibria of potassium in soil, V. Effect of natural organic matter on K-Ca exchange. Geoderma 47(3-4): 233-242.
23- Reynolds M., D. Bonnett S.C., Chapman R.T., Furbank Y., Manes D.E., and Parry M.A. 2011. Raising yield potential of wheat. I. Overview of a consortium approach and breeding strategies. Journal of Experimental Botany 62: 439-452.
24- Richards J.E., and Bates T.D. 1988. Studies on the potassium supplying capacities of southern Ontario: II. Nitric acid extraction of non-exchangeable K and its availability to crops. Canadian Journal soil Science. 68:199-208.
25- Samadi A. 2006. Potassium exchange isotherms as a plant availability index in selected calcareous soils of Western Azarbaijan Province, Iran. Turkish Journal Agriculture and Forest. 30(3): 213-222.
26- Samavati M., and Eskandari B. 2013. Correlation between Quantitative-Soil Potassium Soil (Q/I) parameters with some soil properties in some soils of spring city. Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, Water and Soil Science 17(63): 203-213. (In Persian with English abstract)
27- Salardini A.A. 2003. Soil fertility. Tehran University Press, 410p.
28- Schouwenburg J., Van Ch., and Schuffelen A.C. 1963. Potassium-exchange behavior of an illite. Neth. Journal Agriculture Science. 11: 13-2.
29- Shaviv A., Mohsin M., Partt P F., and Mattigod S.V. 1985. Potassium fixation characteristic of five southern California soils. Soil Science Society of American Journal. 49: 1105-1109.
30- Sharma A., Jalali V.K., and Arora S. 2010. Non-exchangeable potassium release and its removal in foot-hill soils of North-west Himalayas. CATENA 82: 112-117.
31- Simonsson M., Andersson S., Andrist-Rangel Y., Hillier S., Mattsson L., and Öborn I. 2007. Potassium release and fixation as a function of fertilizer application rate and soil parent material. Geoderma 140: 188-198.
32- Sindhu S.S., Parmar P., and Phour M. 2014. Nutrient cycling: potassium solubilization by microorganisms and improvement of crop growth. In Geomicrobiology and Biogeochemistry (pp. 175-198). Springer Berlin Heidelberg.
33- Sparks D.L., and Libhardt W.C. 1981. Effect of long-term lim and potassium application on quantity-intensity

(Q/I) relationships in sandy soil. Soil Science Society of American Journal. 66: 786-986.
34- Sparks D.L., and Liebhardt W.C. 1982. Temperature effect on potassium applications on quantity-intensity (Q/I) exchenge and selectivity relationships in sandy soil. Soil Science Society of American Journal. 45: 786-790.
35- Strawn D.G., Bohn H.L., and OConnor G.A. 2015. Soil Chemistry. Wiley-Blackwell, 392p.
36- Stumm W., and Morgan J.J. 1996. Aquatik chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural waters. 3rd ed., John Wiley and Sons, New York.
37- Surapaneni A., Palmer A.S., Tillman R.W., Kirkman J.H., and Gregg P.E.H. 2002. The mineralogy and potassium supplying power of some loessial and related soils of New Zealand. Geoderma 110: 191-204.
38- Towfighi H. 1995. Kinetics potassium release from paddy soils of north of Iran. I. Comparison and evaluation of first-order, zero order and parabolic diffusion rate equations. Iranian Journal of Agriculture Science 26(4): 27-41.
39- Vahdati H. 2010. Correlation of some soil characteristics with Q / I curve parameters of potassium in some soils of Guilan province. Department of Soil Science, Guilan University. 100 pp. (In Persian with English abstract)
40- Wang J.J., Harrel D.L., and Bell P.F. 2004. Potassium buffering characteristcs of three soils exchangeable potassium. Soil Science Society of American Journal. 68: 654-661.
41- Wang J.J., and Scott A.D. 2001. Effect of experimental relevance on potassium Q/I relationships and its implications for surface and subsurface soils. Communication in Soil Science and plant Analysis. 32: 2561-2575.
42- Woodruff C.M. 1955. The energies of replacement of Calcium by potassium in soils. Soil Science Society of American Journal. 19: 36-40.
43- Zörb C., Senbayram M., and Peiter E. 2013. Potassium in agriculture– Status and perspectives. Journal of Plant Physiology 171: 656-669.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 379-391

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۳۹۱-۳۷۹

Evaluating the Correlation of Soil Characteristics with Potassium Q/I Curve Parameters in Some Calcareous Soils of Lorestan Province

M. Mosapour[1]*- A. Forghani[2]- A. Sabouri[3]

Received: 15-04-2019
Accepted: 19-04-2020

Introduction: Potassium is the second essential nutrient for plants. Potassium has a high abundance in the soil, but only a small part of it can be used. The principal forms of potassium in the soil are solution potassium, exchangeable potassium, non-exchangeable potassium, and structural potassium. To evaluate the state of potassium in the soil, three forms of soluble, exchangeable, and non-exchangeable are used. The Q/I curve is used to describe the availability of potassium, due to the competition between calcium, potassium, and magnesium ions by soil exchange sites. This curve represents the supply power of soil potassium. The objective of this study was to investigate soil potassium Q/I curve and relationships between its parameters and soil characteristics in some calcareous soils of Lorestan province.

Materials and Methods: In this study, 16 topsoil samples (0-30 cm) were obtained from the calcareous soils of Lorestan province. The experiment was carried out by a completely randomized design with three replications. To prepare the Q/I curve, six suspensions were prepared from each soil sample containing 1 g of soil and 10 ml of calcium chloride 0.01 M and 10 milliliters of potassium chloride with concentrations of 0.33, 0.66, 1, 1.33, 2 and 2.5 mmol. The solutions were shaken for one hour. They were then left for 20 hours to reach the balance. The samples were centrifuged and the soluble and solid phase were separated and then the soluble potassium solution was read using a potassium flame photometry. Calcium and magnesium concentrations were measured by titration with EDTA. Then, 20 ml of 1 M ammonium acetate (NH4OAC) was added to the solid phase of each sample. Then, the concentration of exchangeable potassium was measured using a flame photometer. Then the Q/I curve was plotted for each sample. In addition, the association analysis was performed using a stepwise multivariable regression method.

Results and Discussion: According to the Q/I curve, AR^K_0 (potassium activity ratio at equilibrium) ranged from 0.087-0.047 ($mmol.L^{-1}$). The maximum amount of PBC^K (potential buffering capacity) was observed in soil No.11 with value of 45.834 $(mmol.kg^{-1})/(mmol.L^{-1})^{0.5}$ and the lowest value obtained for soil No.13 with value of 23.329 $(mmol.kg^{-1})/(mmol.L^{-1})^{0.5}$. In fact, in soils with PBC^K, the soluble potassium activity has a lower oscillation and is better buffered. The low amount of PBC^K in soil No.13 indicates low soil power to supply potassium and the necessity of using potassium fertilizers. The lowest and most easily converted easy potassium (ΔK^0) were observed for soil No.12 and 4 with a value of 1.269 and 23.243 ($mmol.kg^{-1}$) respectively. There was a negative correlation between PBC^K and AR^K, suggesting those high-PBC^K soils, lower AR^K, are more stable than those with lower PBC^K. The KL (available Potassium) with ΔK^0 and Kx (Hardly exchangeable K) showed a significant and positive relationship ($r=0.70$, $p<0.01$). Therefore, it can be concluded that by increasing each of the two parameters ΔK^0 and K^X, the amount of potassium (KL) is increased. Also, a positive and significant correlation was found between potassium potential buffering capacity with clay content (r=0.79, p<0/01) and the cation exchange capacity ($r=0.73$, $p<0.01$). Therefore, the cation exchange capacity of soils can be used to estimate the buffering capacity of soils and therefore recommend potassium fertilizers. Available potassium (KL) showed a positive and significant correlation with soil organic matter because its organic material is a part of potassium. Also, organic matter can alter the amount of potassium by changing the pH value. Other Q/I curve parameters, such as AR^K_0, Kx, and ΔK^0 did not show any significant correlation with any soil properties. According to regression analysis, it was determined among all soil characteristics the only amount of clay can be used as a proper attribute in order to estimate the potential of potassium in soil according to the following equation: $PBC^K=17.857+0.482$ Clay $R^2 = 0.631$. Also, the amount of organic carbon (O.C) was determined as

1 and 2- M.Sc. Graduated and Associate Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agricultural Sciences, University of Guilan, Rasht, Iran, respectively.
(*- Corresponding Author Email: Maryam.mosapour8@gmail.com)
3- Associate Professor, Department of Agronomy and Plant Breeding, Faculty of Agricultural Sciences, University of Guilan, Rasht, Iran
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.79749

the proper variable for estimating the KL value according to the following model: KL=14.468+9.017 O.C (R^2 = 0.318).

Conclusion: Due to potential buffering capacity (PBC^K) in these soils, it seems that soils can be able to provide the absorbable potassium relatively. Therefore, fertilizer recommendation can be performed by considering the amount of determined variables by the Q/I curve.

Keywords: Potassium, PBCK, Δk, Quantity-Intensity curve

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 393-408

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۰۸-۳۹۳

مقاله علمی-پژوهشی

پیامد کاربرد قارچ مایکوریزا بر برخی ویژگی‌های بیوشیمیایی ارقام گندم در خاک آلوده به سرب

کاوه کیانی جم[1]- محمدرضا بی‌همتا[2*]- داود حبیبی[3]- احمد اصغرزاده[4]- علی صارمی‌راد[5]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۴/۰۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۱۲

چکیده

افزایش آلودگی خاک با فلزات سنگین یکی از مهم‌ترین موضوعات در سراسر جهان به شمار می‌رود که امروزه در کانون توجهات قرار گرفته است. سرب به‌عنوان یکی از خطرناک‌ترین فلزات سنگین و آلاینده‌های شیمیایی پایدار، بر محیط‌زیست به‌خصوص فعالیت‌های متابولیکی و فیزیولوژیکی موجودات زنده تأثیر می‌گذارد و در نهایت به‌سلامت محیط‌زیست و انسان آسیب‌های جدی وارد می‌کند. پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر کاربرد و عدم کاربرد قارچ مایکوریزا (*Rhizophagus irregularis*) بر میزان فعالیت برخی خصوصیات بیوشیمیایی ۱۰ ژنوتیپ گندم در سه غلظت مختلف سرب (۰، ۲۱۸ و ۴۳۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در خاک انجام گردید. با افزایش غلظت سرب، میزان مالون دی آلدهید نیز افزایش یافت که در نتیجه‌ی تخریب سلول‌های گیاهی می‌باشد. مقادیر پرولین رقم پارس در هر دو تیمار عدم کاربرد و کاربرد قارچ مایکوریزا در غلظت ۲۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب و نیز رقم سیروان در تیمار عدم کاربرد قارچ و غلظت ۲۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب به ترتیب در بالاترین مقدار قرار داشت. فعالیت کاتالاز رقم بهار در تیمار عدم کاربرد قارچ با غلظت ۲۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب در بیشترین سطح بود. رقم روشن در غلظت ۲۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم دارای فعالیت آنزیم آسکوربات پراکسیداز بالایی بود. پس از این رقم، ارقام بک کراس روشن و پیشتاز در همین غلظت میزان بیش‌تری از فعالیت این آنزیم را به خود اختصاص دادند. مقدار پراکسید هیدروژن با تغییر غلظت سرب از ۰ به ۲۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم کاهش نشان داد، درحالی‌که در غلظت ۴۳۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم مقدار آن افزایش داشت. با افزایش غلظت سرب میزان کلروفیل a کاهش و میزان کلروفیل b افزایش یافت. کاربرد قارچ مایکوریزا بر آنزیم‌های مالون دی آلدئید، پرولین، کاتالاز و پراکسید هیدروژن تأثیرگذار بود و سبب کاهش مقدار این آنزیم‌ها در مقایسه با شاهد شد.

واژه‌های کلیدی: آسکوربات پراکسیداز، آلاینده شیمیایی، پرولین، کاتالاز، سلول

مقدمه

در سراسر جهان، آلاینده‌های آلی و غیر آلی (فلزات و شبه فلزات با غلظت‌های معمول ۱۰۰< میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک در موجودات زنده) سبب آلودگی شدید و پراکنده خاک می‌شوند، سپس این آلودگی به سایر اجزای محیط‌زیست انتقال می‌یابد و موجب از دست رفتن تعادل و توازن زیست‌بوم می‌شود (۱، ۹، ۶۲، ۳۸ و ۵۹).

فلزات سنگین از پراهمیت‌ترین آلاینده‌های غیر آلی زیست‌محیطی به شمار می‌روند (۶۳) منابع عمده‌ای که مسبب آلودگی خاک به فلزات سنگین می‌باشند شامل منابع آنتروپوژنیک (انسان‌زاد) و لیتوژنیک (زمین‌زاد) هستند (۳ و ۵۶). دراین‌ارتباط، آلودگی خاک به‌وسیله فلزات سنگین نه‌تنها بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تأثیر دارد و سبب کاهش فعالیت‌های بیولوژیکی و کاهش فراهمی مواد غذایی در خاک می‌شود بلکه خطر انتقال این فلزات سمی به انسان، حیوانات و محصولات کشاورزی را نیز در پی خواهد داشت (۴۰ و ۱۸).

از مسائل مهمی که در خصوص فلزات سنگین مطرح می‌باشد، تجزیه‌ناپذیری آن‌ها است و همین موضوع باعث می‌شود که مدت‌زمان زیادی در طبیعت به‌صورت پایدار باقی بمانند و در نهایت به آب‌های زیرزمینی نفوذ و یا توسط محصولات کشاورزی جذب (۱۷) و وارد زنجیره غذایی شوند. برخی از این فلزات سنگین نظیر نیکل، روی، مس و کبالت در مقادیر بهینه برای سیستم‌های

۱ و ۳- به‌ترتیب دانش‌آموخته کارشناسی ارشد و دانشیار، گروه زراعت و اصلاح نباتات، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد کرج، کرج، ایران
۲- استاد گروه زراعت و اصلاح نباتات، دانشگاه تهران، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: mrghanad@ut.ac.ir)
۴- دانشیار پژوهشی، مؤسسه تحقیقاتی آب خاک، کرج، ایران
۵- دانشجوی دکتری تخصصی، گروه زراعت و اصلاح نباتات، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد کرج، باشگاه پژوهشگران و نخبگان جوان، کرج، ایران
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.81215

بیولوژیکی به‌خصوص در رشد بدن انسان ضرورت دارند اما در غلظت‌های بالا اثرات سمی در پی خواهند داشت (۱ و ۳۴)؛ در مقابل برخی دیگر از آن‌ها همچون کادمیوم، سرب و آرسنیک برای انسان، گیاهان و حیوانات ایجاد سمیت می‌نمایند (۲۷ و ۳۴).

سرب در آب، خاک و هوا پراکنش زیاد و توزیع وسیعی داشته و یکی از فلزات سنگین بسیار سمی و مهم است که نه‌تنها در بدن انسان انباشته می‌شود، بلکه قادر است تمام زنجیره غذایی را تحت تأثیر قرار دهد و سیستم سلامت انسان‌ها، حیوانات و فیتوپلانکتون‌ها را مختل کند (۴۸ و ۱۵). خاک آلوده با غلظت ۵۰۰-۱۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، سبب آسیب‌های جدی با جذب از طریق ریشه‌ها و تغییر در برخی فرایندهای متابولیکی، فیزیولوژیکی، بیوشیمیایی و اختلال بر رشد و نمو گیاهان می‌شود (۲۶، ۴۸، ۴۱، ۴۷، ۲۲، ۲۱ و ۲۳). ازاین‌رو، پالایش خاک‌ها و فاضلاب‌های صنعتی آلوده به سرب بسیار حائز اهمیت است. از چند روش معمول برای حذف سرب از فاضلاب‌های صنعتی استفاده می‌شود که شامل رسوب شیمیایی، مبادله یون و اسمز معکوس است، اما مشکلات عمده این روش‌ها تولید مقادیر زیاد لجن و بعضاً بی‌اثر یا پرهزینه بودن آن‌ها است (۵۰). گیاه‌پالایی یکی از فن‌آوری‌های مؤثر برای رفع آلودگی از خاک و آب با استفاده از گونه‌های مختلف گیاهی است. در این رویکرد، آلاینده‌ها به‌وسیله گیاهان جذب و سپس وارد اندام هوایی می‌شوند و در نهایت برداشت شده و از محیط خارج می‌شوند. این روش به‌منظور حذف، جابجایی و یا غیرفعال نمودن فلزات سنگین و آلاینده‌های زیست‌محیطی ارائه شده است (۵۲ و ۴۲). از مزایای عمده این روش می‌توان به سهولت در انجام و هزینه پایین آن در قیاس با سایر روش‌ها اشاره نمود. مشکل اصلی که در رابطه با گیاه‌پالایی مطرح است، بحث مدت‌زمان نسبتاً طولانی این فن‌آوری در پالایش خاک‌های آلوده می‌باشد.

گیاهان بر اساس قابلیت رشد در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین در دو گروه حساس و مقاوم طبقه‌بندی می‌شوند. گیاهان حساس در این شرایط آسیب دیده و از بین می‌روند، در مقابل گیاهان مقاوم همچنان به رشد و تولیدمثل خود ادامه می‌دهند (۷). گونه‌های گیاهی از نظر سازوکارهای تحمل غلظت‌های بالای عناصر فلزی سنگین در خاک، به‌صورت متفاوت عمل می‌کنند. در تعدادی از گونه‌ها از جذب فلزات سنگین ممانعت می‌شود که آن‌ها را اجتناب‌گر می‌نامند، دومین گروه از گیاهان شامل بیش انباشتگرها هستند که فلزات را در غلظت‌های بالا جذب می‌کنند و سازوکارهایی برای از بین بردن سمیت آن‌ها به کار می‌برند. این مکانیسم‌های زیستی جذب مقادیر بالای فلزات سنگین را ممکن می‌سازد، سومین گروه گونه‌های معرف می‌باشند که ممانعت اندکی بر جذب فلزات سنگین و فرآیندهای انتقال دارند، در این گیاهان میزان فلز انباشته‌شده، غلظت آن را (فلز) در خاک اطراف ریشه نشان می‌دهد که برای شناسایی محل معادن فلزی مورد استفاده قرار می‌گیرند (۲۴).

همزیستی برخی میکروارگانسیم‌ها با گیاهان می‌توانند در کاهش تنش ناشی از فلزات سنگین در گیاهان مؤثر باشد. قارچ مایکوریزا آربسکولار به دلیل داشتن شبکه‌ای از هیف‌ها باعث افزایش دسترسی ریشه گیاه به مواد غذایی می‌شود. این قارچ نقش اکولوژیکی قابل توجهی در تثبیت فلزات سنگین توسط گیاه در خاک‌های آلوده به این فلزات با ایجاد کمپلکس، ایفا می‌کند و به نوبه خود به بقای گیاهان مایکوریزا کمک می‌نماید. از طرفی برخی گزارش‌ها حاکی از افزایش جذب فلزات سنگین توسط گیاهان میکوریزی است که در این صورت جهت استخراج فلزات سنگین از خاک توسط گیاه حائز اهمیت ویژه‌ای بوده و برای اصلاح خاک‌های آلوده مفید خواهد بود (۳۱). به‌طور کلی اگرچه نتایج آزمایش‌های انجام‌شده در زمینه همزیستی قارچ مایکوریزا وابسته به شرایط آزمایش و محیط می‌توانند متغیر باشد اما قارچ مایکوریزا سمیت ایجاد شده توسط فلز سنگین برای گیاه را می‌تواند تعدیل بخشد (۱۰).

در مطالعه‌ای که با هدف بررسی تأثیر قارچ مایکوریزای آربوسکولار بر تنش اکسیداتیو و برخی پارامترهای رشدی و فیزیولوژی در گندم تحت سمیت کادمیوم (Cd) انجام شد، اذعان گردید که قارچ مایکوریزا آربوسکولار می‌تواند در تحمل سمیت کادمیوم به گندم کمک نماید (۳۰). در پژوهشی دیگر به مطالعه نقش قارچ مایکوریزا آربوسکولار در گیاه‌پالایی فلزات سنگین و تأثیر آن بر خصوصیات رشدی و فعالیت‌های بیوشیمیایی گندم در خاک‌های آلوده به روی (Zn) پرداخته شد و در نهایت نتایج مبین وجود همزیستی مؤثر میان قارچ مایکوریزا و گیاه گندم بود و از طرفی گزارش شد که این همزیستی می‌تواند جهت پاک‌سازی خاک‌های آلوده به روی مفید باشد و نقش مهمی را در افزایش بهره‌وری و امنیت غذایی ایفا نماید (۲۸). خان و همکاران (۳۲) نیز پتانسیل قارچ مایکوریزا آربوسکولار را در گیاه‌پالایی فلزات سنگین و تأثیر آن بر گندم را تحت ارزیابی قرار دادند و نتیجه‌گیری نمودند که با مایه‌زنی گیاهان به‌وسیله قارچ مایکوریزا پتانسیل گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین بهبود می‌یابد.

علی‌رغم اهمیت محصول گندم در کشاورزی و نقش حیاتی آن در تغذیه جوامع بشری به‌صورت مستقیم و غیرمستقیم، هیچ‌گونه اطلاعات دقیق در مورد تغییرات بیوشیمیایی ناشی از فلز سنگین سرب در گندم در دسترس نیست. علاوه بر این، اطلاعات کمی در ارتباط با همزیستی قارچ مایکوریزا با گیاه گندم تحت غلظت‌های سمی سرب و تأثیر میکوریزی شدن بر فعالیت‌های بیوشیمیایی این گیاه وجود دارد. هدف از این مطالعه بررسی اثر قارچ مایکوریزا در سه غلظت پایین، متوسط و بالای سرب بر فعالیت‌های بیوشیمیایی ژنوتیپ‌های گندم بود.

جدول ۱- نتایج برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک
Table 1- Results of some of physical and chemical properties of the soil

عمق Depth (cm)	بافت خاک Soil texture	پتاسیم K (ppm)	فسفر P (ppm)	نیتروژن کل Total N (%)	هدایت الکتریکی EC (dS.m-1)	آهک TNV (%)	pH	کربن آلی OC (%)
0-25	Sandy Loam	150	7.65	0.102	1.63	4.3	7.49	1.02

مواد و روش‌ها

مواد گیاهی

مواد گیاهی مورد بررسی در پژوهش حاضر شامل ۱۰ رقم گندم با نام‌های شیراز، سپاهان، سیروان، بک کراس روشن، مرودشت، سیوند، بهار، پارس، روشن و پیشتاز بود که از بخش تحقیقات غلات موسسه اصلاح و تهیه نهال و بذر کرج دریافت شد.

آماده‌سازی خاک

مقادیر خاک مورد استفاده در این آزمایش از عمق ۲۵-۰ سانتی‌متری مزرعه پژوهشی دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج تهیه شد و بعد از هوا خشک‌کردن و عبور از الک دو میلی‌متری، نمونه‌هایی به‌صورت تصادفی برداشت شده و پیش از شروع آزمایش جهت مشخص‌شدن برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک به آزمایشگاه خاکشناسی انتقال یافت. نتایج حاصل از آزمون خاک در جدول ۱ ارائه گردید.

آماده‌سازی تیمارها و کشت گلدانی

خاک مورد استفاده با توجه به نوع تیمار و سطح سرب به ۳ قسمت تقسیم شد. پس از آماده‌سازی خاک، سرب در سه غلظت ۰، ۲۱۸ و ۴۳۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم به روش افشانه به خاک افزوده شد و برای رسیدن به تعادل دو هفته در کیسه‌های از قبل تعبیه‌شده با حفظ رطوبت ۶۰ درصد (دمای ۵ ± ۲۰ درجه سانتی‌گراد) نگهداری گردید تا مخلوط عناصر و خاک به حالت تعادل رسیده و شرایط حتی‌الامکان به شرایط مزرعه شبیه‌تر گردد. با توجه به نقشه کاشت و تیمارهای مشخص‌شده، گلدان‌های با ظرفیت ۷ کیلوگرم، ارتفاع ۲۵ سانتی‌متر و قطر ۲۶ سانتی‌متر از خاک آلوده به سرب پر شدند و سپس به گلخانه مزرعه پژوهشی دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج انتقال یافتند. برای تیمارهای دارای قارچ مایکوریزا، پس از برداشته شدن ۴-۳ سانتی‌متر از سطح خاک، قارچ *Glomus intraradices* با نام جدید *Rhizophagus irregularis* (۵۱) که از موسسه تحقیقات خاک و آب کرج تهیه شده بود، به میزان ۳۵ گرم وزن و روی سطح خاک اضافه گردید، سپس ۳۰ الی ۴۰ بذر روی سطح خاک قرار داده شد و بذور توسط خاک پوشش یافت. مقدار مشخصی از زادمایه قارچ مایکوریزا با هدف یکسان نمودن شرایط میان تیمار کاربرد و عدم کاربرد قارچ (شاهد) در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد قرار گرفت تا قارچ‌ها کشته شوند و سپس به گلدان‌های تیمار شاهد اضافه گردید. آبیاری به‌وسیله تایمر انجام پذیرفت، با توجه به ظرفیت اشباع ۱ لیتری گلدان‌ها، بازه زمانی ۱۵ دقیقه‌ای به دلیل میزان آب خروجی قطره‌چکان‌ها (معادل ۴ لیتر در ساعت) انتخاب شد. پس از سبز شدن گیاهان و رسیدن به مرحله دو برگی عمل تنک‌کردن صورت گرفت و در هر گلدان ۲۰ گیاه نگه داشته شد.

اندازه‌گیری ویژگی‌های بیوشیمیایی

با توجه به طول دوره رویشی و نشانه‌های ظاهری بلوغ فیزیولوژیکی قبل از مرحله گل‌دهی، تعداد ۳ برگ جوان با قیچی باغبانی از گیاه اصلی جدا شد و در فویل آلومینیومی درون ازت مایع قرار گرفت و به آزمایشگاه جهت اندازه‌گیری برخی از صفات بیوشیمیایی شامل مالون دی‌آلدئید (μmol. g^{-1} FW)، پرولین آزاد برگ (μmol. g^{-1} FW)، کاتالاز (OD.g^{-1} F.W.min^{-1})، آسکوربات پراکسیداز (OD.gr^{-1} F.W.min^{-1})، پراکسید هیدروژن (nmol.g^{-1} F.W) و کلروفیل برگ (mg.g^{-1} FW) منتقل گردید. جهت اندازه‌گیری مالون دی‌آلدئید (MDA) از روش هیث و پاکر (۲۵)، پرولین آزاد برگ از روش باتس و همکاران (۸)، کاتالاز از روش چنس و مهلی (۱۳)، کلروفیل از روش آرنون (۵) و برای اندازه‌گیری فعالیت آسکوربات پراکسیداز از روش ناکانو و آسادا (۳۹) استفاده گردید.

طرح آزمایشی و تجزیه آماری

پژوهش حاضر به‌صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با سه غلظت سرب (۰، ۲۱۸ و ۴۳۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، دو سطح قارچ مایکوریزا (استفاده و عدم استفاده از قارچ) و ۱۰ ژنوتیپ گندم با سه تکرار در گلخانه دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج واقع در ماهدشت کرج در سال ۱۳۹۲ انجام گردید. آزمون نرمال بودن توزیع داده‌ها و سپس تجزیه واریانس و مقایسه میانگین‌ها به روش آزمون چند دامنه‌ای دانکن با استفاده از

نرم‌افزار SAS انجام شد. نمودارها بـا اسـتفاده از محـیط Excel و بـر اساس نتایج حاصل از مقایسه میانگین‌ها ترسم شد.

نتایج و بحث

غلظت مالون دی‌آلدئید

طبق نتایج حاصل از تجزیه واریانس، غلظت‌های مختلف سرب و اثر قارچ مایکوریزا تغییرات قابل ملاحظه‌ای را در سطح احتمـال یـک درصد در مقدار مالون دی آلدئید سـبب شـد امـا رقـم گنـدم و اثـرات برهم‌کنش میان عوامل، تـأثیری بـر آن نداشـت (جـدول ۲). یکـی از نشانه‌های پراکسیداسیون لیپیدهای غشا، تشـکیل مـالون دی آلدئـید می‌باشد که یکی از محصولات حاصل از تجزیه اسیدهای چرب اشباع نشده به‌حساب می‌آید (۳۷) و شاخصی بـرای سـنجش میـزان آسـیب واردشده به گیاهان تحت شرایط تنش است. با توجه بـه شـکل ۱ بـا افزایش غلظت سرب خاک، میزان مـالون دی آلدئـید افـزایش یافـت به‌طوری‌که بیش‌ترین میزان مالون دی آلدئید مربوط بـه غلظـت ۴۳۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب و کم‌ترین میزان آن مربوط به تیمار عاری از سرب (شاهد) بود. وجود فلزات سـنگین مـی‌توانـد کـاهش رشـد و اختلال در سوخت‌وساز گیاهان را در پی داشته باشد. زمـانی‌کـه گیـاه تحت شرایط تنش قرار می‌گیـرد میـزان آنـزیم لیپوکسـی‌ژنـاز بیشـتر می‌شود و سبب پراکسداسیون لیپیدهای غشای سلول مـی‌گـردد و در نتیجه باعث افزایش مقـدار مـالون دی آلدئـید و پراکسـید هیـدروژن می‌شود (۵۷).

بر اساس شکل ۲ با مصـرف قـارچ مـایکوریزا میـزان مـالون دی آلدئید کاهش پیدا کرده است. استفاده از قارچ مایکوریزا بـا توجـه بـه بهبود جذب عناصر غذایی در گیاهان تحـت شـرایط تـنش و کـاهش پیامدهای منفی ناشی از آن و در کل حفاظت گیاه در برابر تنش سبب کاهش مقدار مالون دی آلدئید می‌شـود. در تحقیقـات وو و زیـا (۵۸)، سندیا و همکاران (۴۴)، احمد و همکاران (۲) و بورد و همکـاران (۱۲) به تأثیری که قارچ مایکوریزا بر کاهش نشت‌پذیری غشای سلول و در نهایت محافظت گیاه در برابر تنش دارد، اشاره شده است.

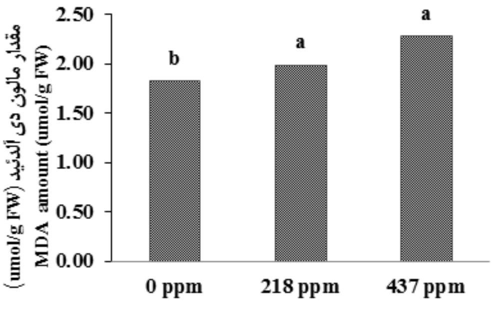
جدول ۲- تجزیه واریانس تأثیر غلظت‌های مختلف سرب، اثر قارچ مایکوریزا و ارقام گندم بر ویژگی‌های بیوشیمیایی مورد مطالعه

Table 2- Analysis of variance of biochemical traits influenced by different concentrations of lead, effect of Mycorrhizal fungus and studied cultivars

منابع تغییرات S.O.V	درجه آزادی dF	مالون دی آلدهید MDA	پرولین Proline	کاتالاز Catalase	آسکوربات پراکسیداز APX	پراکسید هیدروژن H_2O_2	کلروفیل Chlorophyll a	کلروفیل Chlorophyll b
بلوک Block	2	11.2315^{**}	0^{ns}	0.00003^{ns}	0.0037^{ns}	0.2429^{ns}	0.0301^{ns}	0.0521^{ns}
سرب Lead	2	3.1182^{**}	2173.4622^{**}	0.11438^{**}	0.0417^{**}	4.1995^{**}	4.1896^{**}	64.3197^{**}
قارچ مایکوریزا Mycorrhizal fungus	1	9.5119^{**}	31.9834^{**}	0.02738^{**}	0.0003^{ns}	6.4483^{**}	0.0024^{ns}	0.1198^{ns}
رقم Cultivar	9	0.5676^{ns}	968.5293^{**}	1.75043^{**}	0.0999^{**}	5.5712^{**}	5.9709^{**}	102.8802^{**}
قارچ×سرب fungus×Lead	2	0.8710^{ns}	0.0976^{ns}	0.00095^{ns}	0.0043^{ns}	0.0099^{ns}	0.0032^{ns}	0.3203^{ns}
رقم×سرب Cultivar×Lead	18	0.3410^{ns}	769.7602^{**}	1.07133^{**}	0.0336^{**}	0.1954^{ns}	0.0818^{ns}	0.4436^{ns}
رقم×قارچ Cultivar×Fungus	9	0.3880^{ns}	0.5373^{ns}	0.00026^{ns}	0.0043^{ns}	0.2995^{ns}	0.013^{ns}	0.1191^{ns}
رقم×قارچ×سرب Cultivar×Fungus×Lead	18	0.3573^{ns}	1.0099^{**}	0.00066^{**}	0.004^{ns}	0.1213^{ns}	0.0154^{ns}	0.2291^{ns}
خطا Error	118	0.4198	0.31182	0.00025	0.0043	0.1333	0.02548	0.1961
ضریب تغییرات (درصد) CV (%)		31.83	1.93	1.92	29.92	9.10	0.74	2.67

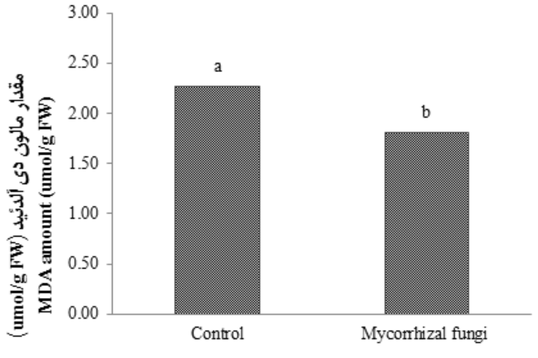
*، ** و ns: به ترتیب معنی‌دار در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد و غیر معنی‌دار.

*, ** and ns: Significant at 5 and 1 percent and non- significant, respectively



شکل ۱- تأثیر غلظت‌های مختلف سرب بر مقدار مالون دی آلدئید

Figure 1- Effect of different concentrations of lead on malondialdehyde amount



شکل ۲- تأثیر قارچ مایکوریزا بر مقدار مالون دی آلدئید

Figure 2- Effect of mycorrhizal fungus on malondialdehyde amount

غلظت پرولین

غلظت سرب، اثر قارچ مایکوریزا، تنوع ژنوتیپی میان ارقام گنـدم، اثر برهم‌کنش رقم با سرب و اثر برهمکنش سه‌جانبه قارچ×سرب×رقم بر مقدار پرولین تأثیر معنی‌داری را در سطح احتمـال یـک درصـد بـه دنبال داشت (جدول ۲). نتایج مقایسه میانگین قارچ×سرب×رقم نشان می‌دهد که ترکیبات تیماری مختلف اثرات متفاوتی بر میـزان پـرولین داشتند (جدول ۳). رقم پارس در هر دو تیمـار عـدم کـاربرد و کـاربرد قارچ مایکوریزا و در غلظت ۲۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب و نیز رقم سیروان در تیمار عدم کاربرد قارچ و غلظت ۲۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب از بالاترین مقدار پرولین برخوردار بودند (جدول ۳). همـان‌طـور که مشاهده می‌شود با افزایش میزان سرب خاک به ۲۱۸ میلی‌گرم بـر کیلوگرم میزان پرولین افزایش و در غلظت ۴۳۷ میلی‌گرم بر کیلـوگرم سرب، میزان پرولین کاهش نشان داد کـه بـه دلیـل افـزایش میـزان کاتالاز در این غلظت و تغییر واکنش گیاه به تنش می‌باشد. در شرایط تنش به‌خصوص تنش فلزات سنگین مقدار پرولین افزایش می‌یابد تـا گیاه در برابر تنش ایجادشده از طریق سازوکارهایی نظیر تنظیم فشـار اسمزی، محافظت از آنزیم‌ها و تثبیت سـنتز پـروتئین مقاومـت نشـان دهد. از طرفی تجمع پرولین اثرات تنش و اسـیدیته سـلول را کـاهش می‌دهد و در نتیجه باعث تولید $NADP^+$ و تسهیل در مسیر اکسیداتیو پنتوز فسفات می‌گردد (۲۹). گندم نیز مانند سایر گیاهان به‌منظور دفاع در برابر تنش حاصل از فلز سـنگین سـرب، میـزان پـرولین آزاد را بـا تحریک تولید آن از اسید گلوتامیـک افـزایش مـی‌دهـد (۴۶، ۴، ۶۲ و ۳۳). به‌طورکلی می‌توان گفت با مصرف قارچ مایکوریزا میزان پرولین کاهش پیدا کرده است اگرچه این کاهش قابل ملاحظه نبـوده اسـت. علت کاهش پرولین با به کاربرد بردن قارچ را می‌توان ناشی از کاهش شرایط تنش در گیاه با به‌کارگیری آن عنوان کرد؛ به بیان بهتر زمـانی که قارچ مایکوریزا به محیط اضافه می‌شود تـنش حاصـل از سـرب را می‌کاهد؛ زیرا همان‌گونه که گفته شد پرولین از اسیدآمینه‌هـای مهـم است که در شرایط تنش تجمع می‌یابد. در نتیجه پایین آمـدن مقـدار آن در تیمار کاربرد قارچ را می‌توان به پایین آمدن شدت تنش نسـبت

داد. این احتمال وجود دارد که قارچ به‌عنوان یک فیلتر با کلاته کردن فلزات در داخل خود و ترشح ترکیبات مختلف آلی عمل کند (۳۲) و مانع از ایجاد تنش با شدت بالاتر در گیاه شود. اسرار و همکاران (۶) اعلام داشتند که در گیاهان مایه‌زنی شده با قارچ مایکوریزا فعالیت پرولین افزایش قابل ملاحظه‌ای نشان می‌دهد این در حالی است که در پژوهش حاضر خلاف آن مشاهده شد. در مطالعه‌ای که توسط لاری‌یزدی و همکاران (۳۲) به‌منظور بررسی تأثیر غلظت‌های مختلف سرب بر صفات بیوشیمیایی گندم انجام شد، مشاهده گردید که همراه با افزایش غلظت سرب مقادیر پرولین، قندهای محلول، پراکسیداز و کاتالاز نیز افزایش و میزان نشاسته کاهش پیدا می‌کند.

فعالیت کاتالاز

تجزیه‌وتحلیل آماری نشان داد که اثر قارچ مایکوریزا، غلظت‌های مورد بررسی سرب، تنوع ژنوتیپی میان ارقام، اثر برهمکنش سرب با رقم و نیز اثر برهمکنش سه‌جانبه قارچ× سرب×رقم تفاوت معنی‌داری را از لحاظ میزان فعالیت کاتالاز در گیاهان ایجاد می‌کنند (جدول ۲). با مقایسه میانگین تیمارهای مختلف قارچ× سرب×رقم مشاهده شد که بیش‌ترین میزان فعالیت کاتالاز در رقم بهار و تیمار عدم کاربرد قارچ با غلظت ۲۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب حاصل شده است. تشکیل گونه‌های اکسیژن فعال (ROS) و تنش اکسیداتیو در گیاه از پیامدهای پر اهمیت سرب می‌باشد که در نتیجه آن فعالیت آنتی‌اکسیدان‌های کاتالاز، سوپر اکسیداز دیسموتاز و پراکسید بیشتر می‌شود (۴۸ و ۶۲) و ممانعت از تنش اکسیداتیو و از سلول‌ها و غشا در برابر آسیب سوپراکسیدها محافظت می‌نمایند (۶۱).

جدول ۳- مقایسه میانگین اثر برهمکنش سه‌جانبه قارچ مایکوریزا× سرب×رقم بر میزان فعلیت پرولین و کاتالاز

Table 3- Mean comparison of triple interaction of mycorrhizal fungus×lead× cultivar on proline and catalase activity

قارچ مایکوریزا Mycorrhizal fungus	سرب Lead	رقم Cultivar	پرولین Proline (µmol. g^{-1} FW)	کاتالاز Catalase (OD.g^{-1} F.W.min^{-1})	قارچ مایکوریزا Mycorrhizal fungus	سرب Lead	رقم Cultivar	پرولین Proline (µmol. g^{-1} FW)	کاتالاز Catalase (OD.g^{-1} F.W.min^{-1})
عدم کاربرد قارچ مایکوریزا Non- application of mycorrhizal fungus	0 ppm	Shiraz	42.53^F	0.86^T	کاربرد قارچ مایکوریزا Application of mycorrhizal fungus	0 ppm	Shiraz	41.44^G	0.81^U
		Sepahan	30.61^LM	0.46^Z			Sepahan	29.52^N	0.42^Za
		Sirvan	16.18^Y	1.08^NO			Sirvan	15.64^YZ	1.06^OP
		BC Roshan	14.95^Za	0.20^cb			BC Roshan	14.73^Za	0.20^bc
		Marvdasht	18.18^V-X	1.20^HI			Marvdasht	17.66^X	1.20^IJ
		Sivand	29.9^MN	0.17^c			Sivand	29.89^MN	0.16^c
		Bahar	29.21^NO	1.26^F			Bahar	28.43^O	1.24^FG
		Pars	43.85^E	1.57^C			Pars	40.43^H	1.49^E
		Roshan	43.92^E	0.27^ab			Roshan	43.5^E	0.26^ab
		Pishtaz	9.96^b	0.90^S			Pishtaz	9.19^b	0.89^S
	218 ppm	Shiraz	43.54^E	0.77^VW		218 ppm	Shiraz	42.07^FG	0.74^W
		Sepahan	18.16^V-X	0.24^bc			Sepahan	17.72^WX	0.23^bc
		Sirvan	52.12^A	0.89^S			Sirvan	49.29^B	0.88^ST
		BC Roshan	14.13^a	1.04^PQ			BC Roshan	12.93^a	1.00^R
		Marvdasht	19.73^TU	1.17^K			Marvdasht	18.51^V-X	1.12^LM
		Sivand	25.44^Q	0.62^X			Sivand	25.28^Q	0.60^X
		Bahar	46.82^D	1.69^A			Bahar	46.68^D	1.65^B
		Pars	52.94^A	0.02^d			Pars	52.47^A	0.02^d
		Roshan	37.84^I	1.10^MN			Roshan	36.97^I	1.09^MN
		Pishtaz	48.21^C	0.51^Y			Pishtaz	48.1^C	0.48^Z
	437 ppm	Shiraz	15.44^YZ	1.17^IJK		437 ppm	Shiraz	14.97^Za	1.14^L
		Sepahan	25.74^Q	0.35^a			Sepahan	24.99^QR	0.31^ab
		Sirvan	21.87^S	1.22^GH			Sirvan	21.53^S	1.17^JK
		BC Roshan	18.71^VW	0.82^U			BC Roshan	17.8^WX	0.78^V
		Marvdasht	32.41^K	1.52^D			Marvdasht	31.23^L	1.53^D
		Sivand	18.99^UV	1.11^LM			Sivand	17.98^V-X	1.09^MN
		Bahar	20.33^T	0.88^ST			Bahar	19.91^TU	0.85^T
		Pars	24.93^QR	0.37^a			Pars	24.29^R	0.35^a
		Roshan	33.46^J	1.05^PQ			Roshan	32.68^JK	1.02^QR
		Pishtaz	28.38^O	0.27^ab			Pishtaz	27.32^P	0.25^b

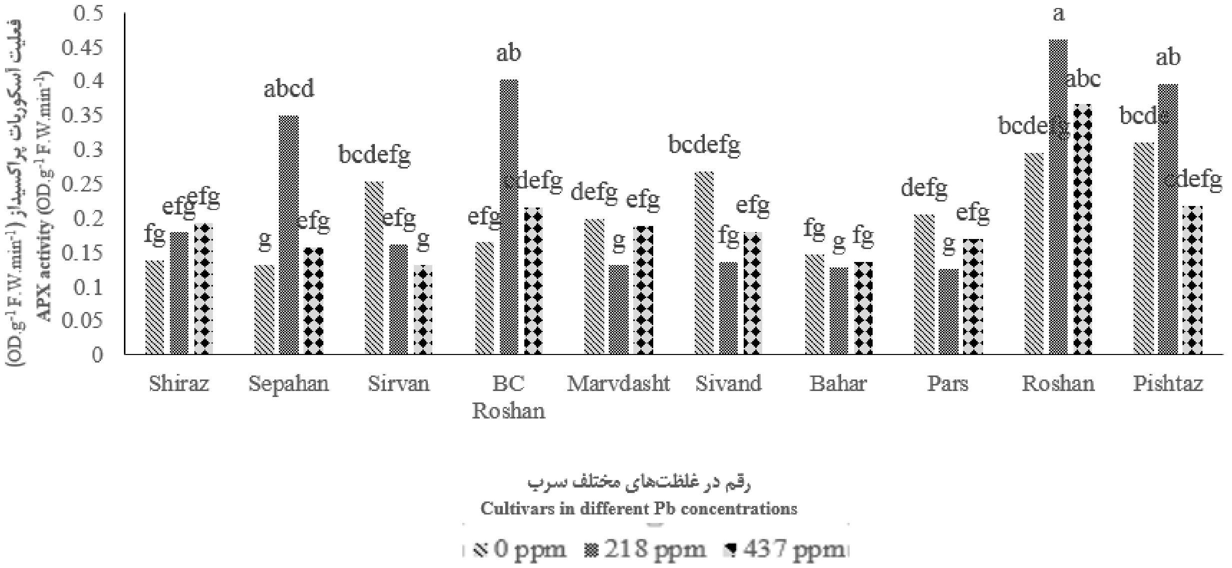
در هر ستون اعداد دارای حروف مشترک، تفاوت معنی‌داری بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن ندارند. ترتیب گروه‌بندی میانگین‌ها از حروف بزرگ به حروف کوچک است.

In each column, means with at least one common letter are not significantly different based on Duncan's multiple range test. The order of averages grouping is from uppercase to lowercase.

گونه‌های اکسیژن فعال با تأثیری بر روی بیان ژن‌ها ایجاد می‌کنند سبب تغییر در بسیاری از فرآیندهای رشد، چرخه سلولی، مرگ برنامه‌ریزی‌شده سلول و پاسخ به تنش‌های غیرزنده می‌گردند (۴۹) و در نتیجه با توجه به تنوع ژنوتیپی میان گندم‌های تحت بررسی باعث ایجاد واکنش‌های متفاوت در برابر تنش فلز سنگین سرب می‌شود. تیمار عدم استفاده از قارچ سبب بالا رفتن قابل ملاحظه میزان فعالیت آنزیم کاتالاز نسبت به تیمار استفاده از قارچ در گیاهان شده است. به بیان شیواتر، با مصرف قارچ مایکوریزا میزان فعالیت آنزیم کاتالاز کاهش پیدا کرده است. هنگامی‌که تنش ناشی از سرب اتفاق افتد گونه‌های اکسیژن فعال همچون پراکسید هیدروژن (H_2O_2)، از طریق اتصال سرب به برخی آنزیم‌های موجود در انتقال الکترون، غشا پلاسمایی و یا با متصل شدن به اسیدهای نوکلئیک به مقدار زیادی تولید می‌گردند (۱۵ و ۴۸). پراکسید هیدروژن تولیدی با پراکسیداسیون لیپیدها، باعث تخریب غشا می‌شود؛ آنزیم کاتالاز و یا پراکسیداز با تجزیه پراکسید هیدروژن به آب و اکسیژن، مانع از فعالیت آن می‌شوند و از غشا محافظت می‌کنند (۲۰ و ۳۶)؛ لذا چنین استنباط می‌شود که میزان فعالیت کاتالاز زمانی افزایش می‌یابد که غلظت گونه‌های اکسیژن فعال بالا باشد (۲۰). بنا به آنچه گفته شد چنین نتیجه‌گیری می‌شود که با بکار بردن قارچ مایکوریزا، تنش فلز سنگین سرب برای گیاه کم‌تر شده است و به همین دلیل میزان فعالیت کاتالاز با به‌کارگیری قارچ تا حدودی روند کاهش داشته است. طی آزمایش‌های انجام‌شده، بیان گردیده است که همگام با افزایش غلظت سرب بر میزان فعالیت آنزیم پراکسیداز، آنزیم کاتالاز و مقدار پرولین نیز افزوده می‌شود (۳۷ و ۳۳).

فعالیت آسکوربات پراکسیداز

غلظت‌های تحت بررسی سرب، اثر رقم و اثر برهمکنش رقم× سرب تغییرات قابل ملاحظه‌ای را در میزان فعالیت آنزیم آسکوربات پراکسیداز سبب شدند (جدول ۲). در ارتباط با اثر برهم‌کنش سرب× رقم، با مقایسات میانگین مشخص شد که رقم روشن در غلظت ۲۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم از فعالیت آنزیم آسکوربات پراکسیداز بالایی برخوردار است. پس‌ازاین رقم، ارقام بک کراس روشن و پیشتاز در همین غلظت میزان بیش‌تری از این آنزیم را به خود اختصاص دادند (شکل ۳). همان‌طور که در شکل ۳ مشهود است، هنگامی‌که غلظت سرب افزوده شد و به ۴۳۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم رسید و نیز در تیمار شاهد (عدم استفاده از سرب)، مقادیر فعالیت آسکوربات پراکسیداز در این ارقام که در غلظت ۲۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم از میزان بالای این آنزیم برخوردار بودند، کاهش یافت. نتایج پژوهش گاجوسکا و اسکلودووسکا (۱۹) روی گندم مؤید این بود که فعالیت آنزیم آسکوربات پراکسیداز در غلظت‌های بالای فلزات سنگین در گیاه افزایش می‌یابد. کاتالاز و آسکوربات پراکسیداز از پر اهمیت‌ترین آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی به شمار می‌روند که پراکسید هیدروژن را به آب و اکسیژن تجزیه می‌کنند (۶۰).



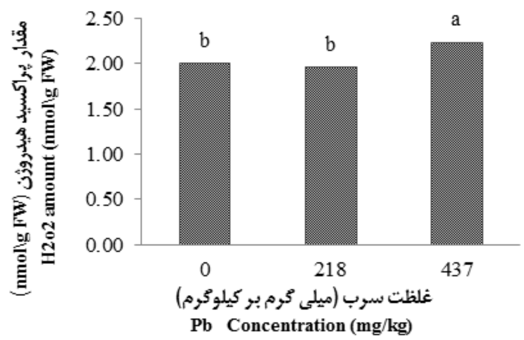
شکل ۳- اثر برهمکنش سرب و رقم بر میزان فعالیت آسکوربات پراکسیداز

Figure 3- Lead- cultivar interaction effect on APX activity

آسکوربات پراکسیداز یک متابولیت مهم در گیاهان است که به‌عنوان یک آنتی‌اکسیدان به همراه اجزا دیگر سیستم‌های آنتی‌اکسیدانی فعالیت می‌کند و گیاه را در مقابل صدمات اکسیداتیو که از عوامل مختلفی از جمله متابولیسم هوازی، فتوسنتز و برخی آلودگی‌ها ناشی می‌شود، حمایت می‌کند (۱۱، ۵۳ و ۵۵).

غلظت پراکسید هیدروژن

غلظت‌های مورد بررسی سرب، اثر قارچ مایکوریزا و نیز تنوع ژنتیکی میان ارقام تغییرات معنی‌داری را در سطح احتمال یک درصد در مقدار آنزیم پراکسید هیدروژن گیاهان ایجاد نمودند (جدول ۲). بر اساس نتایج (شکل ۴) میزان آنزیم پراکسید هیدروژن در غلظت ۴۳۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب بالاتر از غلظت ۲۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم و تیمار شاهد بود. مقدار این آنزیم در تیمار شاهد از لحاظ عددی بیشتر از غلظت ۲۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم است اما تفاوت معنی‌داری میان آن‌ها ایجاد نشده است (شکل ۴). به‌طورکلی تنش‌های اکسیداتیو از یک عدم تعادل در تولید و متابولیسم گونه‌های فعال اکسیژن ناشی می‌شود و برای بقای سلول لازم است که تعادل میان گونه‌های فعال اکسیژن تولیدشده و متابولیسم آن وجود داشته باشد. گیاهان برای حذف یا کاهش گونه‌های اکسیژن فعال از سیستم‌های آنتی‌اکسیدانت آنزیمی و غیر آنزیمی استفاده می‌کنند (۴۱ و ۳۷). نتایج پژوهش حاضر نشان‌دهنده ایجاد تنش اکسیداتیو ناشی از سرب و افزایش مقدار آنزیم پراکسیداز به‌عنوان یک آنتی‌اکسیدانت آنزیمی مهم برای به حداقل رساندن آسیب‌های ناشی از افزایش میزان تولید پراکسید هیدروژن می‌باشد.

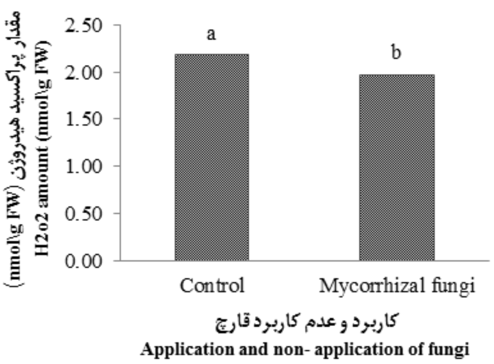


شکل ٤- تأثیر غلظت‌های مختلف سرب بر مقدار پراکسید هیدروژن

Figure 4- Effect of different concentrations of lead on H_2O_2 amount

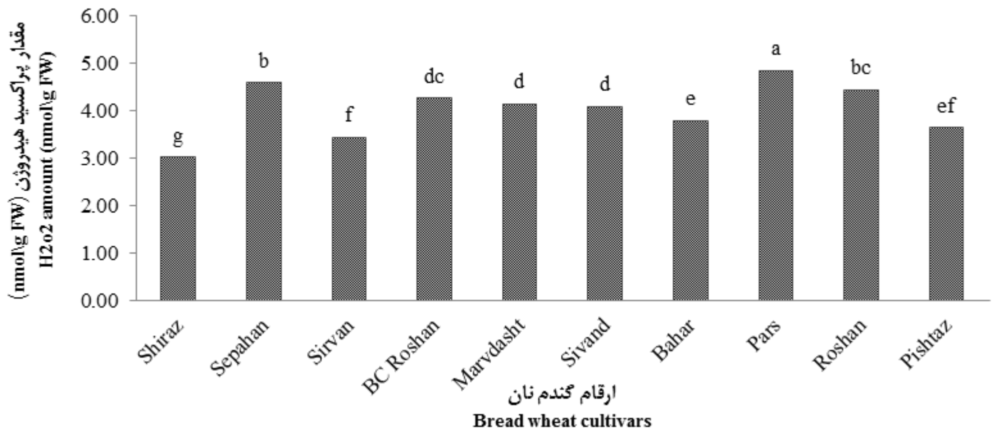
با به‌کارگیری قارچ مایکوریزا، مقدار پراکسید هیدروژن نسبت به تیمار شاهد کاهش قابل ملاحظه‌ای را در پی داشت (شکل ۵). در اثر تنش‌های زیستی و غیر زیستی گونه‌های فعال اکسیژن ایجاد می‌شوند. در میان انواع فعال اکسیژن مولکول پراکسید هیدروژن (H_2O_2) خطرناک‌تر است، زیرا می‌تواند از غشا عبور کرده و به اندامک‌های درون‌سلولی برسد. تولید گونه‌های فعال اکسیژن در اثر تنش‌های مختلف منجر به تنش‌های اکسیداتیو می‌شود که به DNA، پروتئین، رنگدانه‌ها و همچنین چربی‌ها آسیب رسانده و در نهایت منجر به مرگ سلول می‌گردد (۳۷)؛ بنابراین به کار بردن قارچ مایکوریزا به نحوی سبب کاهش تنش اکسیداتیو و تولید گونه‌های اکسیژن فعال به‌خصوص پراکسید هیدروژن شده است.

پراکسید هیدروژن نقش مهمی در ممانعت رشد گیاهان تحت تنش فلز سنگین ایفا می‌کند و به‌عنوان سوبسترا برای پراکسیدازها در سخت کردن دیواره‌های سلول شرکت می‌کند که منجر به محدودیت طویل شدن سلول می‌گردد. همچنین، H_2O_2 بر تکثیر سلول‌ها تأثیر منفی دارد (۴۵). افزایش پراکسیداسیون لیپیدها و غلظت گونه‌های فعال اکسیژن در بسیاری از گونه‌های گیاهی در حضور غلظت‌های زیاد فلزات سنگین از جمله مس، سرب، روی، کادمیوم و نیکل گزارش شده است (۵۴). در تحقیق حاضر نیز با افزایش سطح سرب میزان H_2O_2 نیز افزایش یافته است ولی کاهش رشد در گیاه مشاهده نشد. نتیجه مقایسه میانگین اثر رقم بر میزان پراکسید هیدروژن در شکل ۶ قابل مشاهده است. در میان ارقام مورد مطالعه رقم پارس از بیش‌ترین و رقم شیراز از کم‌ترین مقدار پراکسید هیدروژن برخوردار بود. ارقام تحت مطالعه از نظر این آنزیم تنوع بالایی را نشان دادند، به‌نحوی‌که در ۹ گروه مقایسه میانگین طبقه‌بندی شدند. تنش‌های محیطی سبب القای ژن‌هایی با کارکردهای متفاوت در گیاهان حامل آن‌ها (ژن‌ها) می‌شوند و ماحصل بیان این ژن‌ها از طریق تحت تأثیر قرار دادن مسیرهای متابولیکی، واکنش‌های فیزیولوژیکی و در نهایت رشد و نمو به تنش ایجادشده، پاسخ می‌دهند. دلیل اصلی تنوع مشاهده‌شده میان ژنوتیپ‌های مورد مطالعه نیز می‌تواند بیان این قبیل ژن‌ها باشد که باید در تحقیقات بعدی تحت بررسی قرار گیرد.



شکل ۵- تأثیر قارچ مایکوریزا بر مقدار پراکسید هیدروژن

Figure 5- Effect of mycorrhizal fungus on H_2O_2 amount

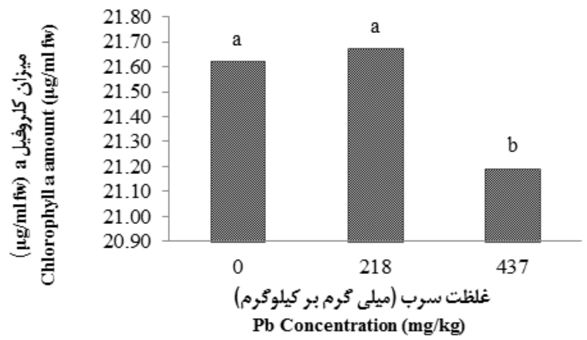


شکل ٦- میانگین مقدار پراکسید هیدروژن در ارقام مختلف گندم نان

Figure 6- H_2O_2 amount mean in different bread wheat cultivars

میزان کلروفیل a و b

فلز سنگین سرب سبب کاهش معنی‌دار مقادیر کلروفیل a نسبت به گیاهان شاهد شد (شکل ۷) که با یافته‌های دیگر محققین همسو بود (۳۵، ۱۴)؛ اما میزان کلروفیل b افزایش داشت (شکل ۹) که می‌تواند به دلیل کاهش میزان کلروفیل a و تلاش گیاه برای مقابله با اثرات تنش با افزایش میزان کلروفیل کمکی b باشد. اثر رقم بر میزان کلروفیل a و b در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۲)، به‌نحوی‌که ارقام بهار و سیوند از بیش‌ترین میزان کلروفیل a (شکل ۸) و رقم پیشتاز از بیش‌ترین میزان کلروفیل b (شکل ۱۰) برخوردار بود. افزایش میزان سرب سبب کاهش میزان کلروفیل a، کلروفیل b، کلروفیل کل و کارتنوئید می‌شود (۴۳). تأثیر مستقیم فلزات سنگین به‌خصوص سرب بر هسته سلولی و برهم‌کنش فلزات سنگین با گروه‌های سولفیدریل غشا سلول‌ها و غیرفعال کردن آن‌ها یکی از علل کاهش مقدار کلروفیل و مهار بیوسنتز آن است. فلزات سنگین به‌وسیله مهار آنزیم‌های گاما آمینو لوالونیک اسید دهیدوژناز و پروتوکلروفیلد ردوکتاز سبب مهار بیوسنتز کلروفیل می‌شوند. برهم‌کنش فلز سنگین با گروه سولفیدریل آنزیم‌ها مهم‌ترین مکانیسم این مهارها عنوان شده است. علاوه بر مهار بیوسنتز کلروفیل به‌وسیله‌ی فلزات سنگین، این فلزات باعث تجزیه زیستی کلروفیل نیز می‌شوند. از اثرات دیگر فلزات سنگین بر بیوسنتز کلروفیل می‌توان به جانشین شدن آن‌ها به‌جای منیزیم مرکزی کلروفیل اشاره کرد که این جانشینی سبب کاهش دریافت نور به‌وسیله‌ی کلروفیل و منجر به کاهش فتوسنتز می‌شود (۴۸).

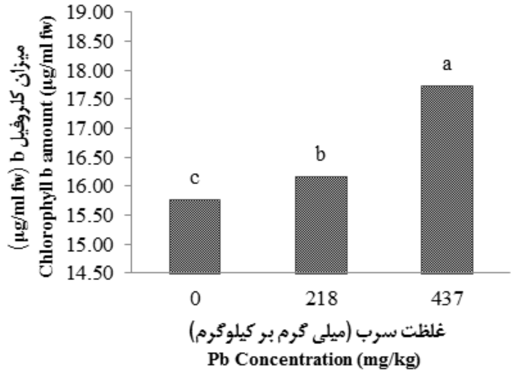


شکل ۷- تأثیر غلظت‌های مختلف سرب بر میزان کلروفیل a

Figure 7- Effect of different concentrations of lead on chlorophyll a amount

شکل ۸- میانگین میزان کلروفیل a در ارقام مختلف گندم

Figure 8- Chlorophyll a amount mean in different wheat cultivars



شکل ۹- تأثیر غلظت‌های مختلف سرب بر میزان کلروفیل b

Figure 9- Effect of different concentrations of lead on chlorophyll b amount

شکل ۱۰- میانگین میزان کلروفیل b در ارقام مختلف گندم

Figure 10- Chlorophyll b amount mean in different wheat cultivars

نتیجه‌گیری

با در نظر داشتن نتایج حاصل از پـژوهش حاضـر چنـین اسـتنباط می‌گردد که سرب با توجه به غلظت موجود در محـیط منجـر بـه القـا تنش اکسیداتیو و ایجاد رادیکال‌های آزاد و در نتیجـه تغییـر در مقـدار مالون دی آلدئید، پرولین، پراکسید هیدروژن و کلروفیـل a و b و نیـز میزان فعالیت کاتالاز و آسکوربات پراکسیداز در گندم شد. بایـد توجـه داشت که ژنوتیپ گیاه در تحمل میزان سمیت ناشـی از فلـز سـنگین سرب نیز بسیار حائز اهمیت بـود و بـه‌وسـیله مکانیسـم‌هـای دفـاعی مختلفی به مقابله با آسیب‌های ناشی از آن پرداخت. نـه‌تنهـا ژنوتیـپ گیاه بلکه سایر عوامل نظیر استفاده از قارچ مایکوریزا بر کاهش اثرات سوء ناشی از سرب نیز مؤثر واقع شد و بـه گیاهـان در تحمـل تـنش ناشی از سمیت سرب کمک شـایانی نمـود. غلظـت سـرب در گیـاه و درصد کلنیزاسیون میکوریزی ریشه جزء ویژگی‌های مهـم و ضـروری می‌باشند که متأسفانه در پژوهش حاضر امکان اندازه‌گیری میسر نشد؛ لذا توصیه می‌گردد در آزمایش‌های با اهداف مشابه، مورد توجـه قـرار گیرند. پیشنهاد می‌شود در تحقیقات آتی نسبت به تعیین میزان غلظت سرب و حتی سایر فلزات سنگین در محصول نهایی گندم اقدام گـردد و با استانداردهای ملی ایـران مقایسـه شـود تـا نگرانـی‌هـایی کـه در خصوص واردشدن این فلزات بـه رژیـم غـذایی وجـود دارد، برطـرف گردد.

منابع

1- Adriano D.C. 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. New York: Springer-Verlag.
2- Ahmad P., Hakeem K.R., Kumar A., Ashraf M., and Akram N.A. 2012. Salt-induced changes in photosynthetic activity and oxidative defense system of three cultivars of mustard (*Brassica juncea* L.). African Journal of Biotechnology 11(11): 2694-2703.
3- Alloway B.J. 1995. Soil Processes and the Behaviour of Heavy Metals. p. 11-37. In: B. J. Alloway (ed) Heavy Metals in Soils. Blackie Academic and Professional, London.
4- Andrade S.A.L., Gratao P.L., Schiavinato M.A., Silveira A.P.D., Azevedo R.A., and Mazzafera P. 2009. Zn uptake, physiological response and stress attenuation in mycorrhizal jack bean growing in soil with increasing Zn concentrations. Chemosphere 75: 1363-1370.
5- Arnon D. 1949. Estimation of Total chlorophyll. Plant Physiology 24(1): 1-15.
6- Asrar A.A., Abdel-Fattah G.M., and Elhindi K.M. 2012. Improving growth, flower yield, and water relations of snapdragon (*Antirhinum majus* L.) plants grown under well-watered and water stress conditions using arbuscular mycorrhizal fungi. Photosynthetica 50(2): 305-316.
7- Baker A.J.M., Mc-Grath S.P., Reeves R.D., and Smith J.A.C. 2001. Metal hyper accumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In: Phytoremediation of contaminated soil and water (eds. Terry N., and Banuelos G.). CRC Press, Boca Raton, Florida, USA; 2000; 85-107.in *Zea mays* roots. Journal of Plant Nutrition 24(7): 1085-1097.

8- Bates L., Waldren R., and Teare I. 1973. Rapid determination of free proline for water-stress studies. Plant and soil 39: 205-207.
9- Bhargava A., Carmona F.F., Bhargava M., and Srivastava S. 2012. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. Journal of Environmental Management 105: 103-120.
10- Biro I., and Takacs T. 2007. Effects of *Glomus mossea* strains of different origin on plant macro and micronutrient uptake in Cd polluted and unpolluted soils. Acta Agronomica Hungarica 55(2): 1-10.
11- Bonifacio A., Martins M.O., Ribeiro C.W., Fontenele A.V., Carvalho F.E., Margis-Pinheiro M., and Silveira J.A. 2011. Role of peroxidases in the compensation of cytosolic ascorbate peroxidase knockdown in rice plants under abiotic stress. Plant Cell Environment 34: 1705-1722.
12- Borde M., Dudhane M., and Jite P. 2012. Growth, water use efficiency and antioxidant defense responses of mycorrhizal and non-mycorrhizal *Allium sativum* L. under drought stress condition. Annals of Plant Science 1: 6-11.
13- Chance B., and Maehly A. 1955. Assay of catalases and peroxidases. Methods in enzymology 2: 764-775.
14- Chehreganirad A., Farzan S., and Shirkhani Z. 2017. Effect of lead treatment on some morphological and physiological parameters of *Petunia hybrida* L. Journal of Plant Researches 30(1): 226-243.
15- Chin L. 2007. Investigations into Lead (Pb) Accumulation in *Symphytum officinale* L. A Phytoremediation Study 6(10): 1182-1192.
16- Dey U., and Mondal N.K. 2016. Ultrastructural deformation of plant cell under heavy metal stress in Gram seedlings. Cogent Environmental Science 2: 1196472. http://dx.doi.org/10.1080/23311843.2016.1196472
17- Ekmekyapar F., Sabudak T., and Seren G. 2012. Assessment of heavy metal contamination in soil and wheat (*Triticum Aestivum* L.) plant around the Çorlu Çerkezkoy highway in Thrace region. Global NEST Journal 14(4): 496-504.
18- Facchinelli A., Sacchi E., and Mallen L. 2001. Multivariate statistical and gis-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environmental Pollution 114(3): 313-324.
19- Gajewska E., and Skłodowska M. 2008. Differential biochemical responses of wheat shoots and roots to nickel stress: antioxidative reactions and proline accumulation. Plant Growth Regulation 54(2): 179-188.
20- Gill S.S., and Tuteja N. 2010. Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress in crop plants. Plant Physiology and Biochemistry 48(12): 909-930.
21- Gupta D.K., Huang H.G., Yang X.E., Razafindrabe B.H.N., and Inouhe M. 2010. The detoxification of lead in *Sedum alfredii* H. is not related to phytochelatins but the glutathione. Journal of Hazardous Materials 177437-177444.
22- Gupta D.K., Nicoloso F.T., Schetinger M.R.C., Rossato L.V., Pereira L.B., and Castro G.Y. 2009. Antioxidant defense mechanism in hydroponically grown *Zea mays* seedlings under moderate lead stress. Journal of Hazardous Materials 172: 479-484.
23- Hadi F., Bano A., and Fuller M.P. 2010. The improved phytoextraction of lead (Pb^{2+}) and the growth of maize (*Zea mays* L.): the role of plant growth regulators (GA3 and IAA) and EDTA alone and in combinations. Chemosphere 80: 457-462.
24- Hajiboland R. 2007. Uptake, transport and tolerance to Mn and Cu in some species from flora of Iran. Iranian Journal of Biology 2: 174-190. (In Persian with English Abstract)
25- Heath R.L., and Packer L. 1968. Phyto Peroxidation in isolated chloroplasts: I. Kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation. Archives of biochemistry and biophysics 125(1): 189-198.
26- Kabata-Pendias A. 2004. Soil-Plant transfer of trace elements-an environmental issue. Geoderma 122:143-149.
27- Kabata-Pendias A. 2011. Trace elements in soils and plants. CRC Press Taylor & Francis Group, 534.
28- Kanwal S., Bano A., and Malik R.N. 2016. Role of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metals and effects on growth and biochemical activities of wheat (*Triticum aestivum* L.) plants in Zn contaminated soils. African Journal of Biotechnology 15(20): 872-883.
29- Kavi Kishor P.B., Sangam S., Amruth R.N., Sri-Laxmi P., Naidu K.R., Rao K., Sreenath R., Reddy K.J., Theriappan P., and Sreenivasulu N. 2005. Regulation of proline biosynthesis, degradation, uptake and transport in higher plants: its implications in plant growth and abiotic stress tolerance. Current Science 88: 424-438.
30- Khalighi Jamal-Abad A., and Khara J. 2008. The effect of arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus* intraradices on some growth and physiological parameters in wheat (cv. Azar 2) plants under cadmium toxicity. Iranian Journal of Biology 21(5): 1-15. (In Persian with English Abstract)
31- Khan A.G. 2006. Mycorrhizoremediation- an enhanced form of phytoremediation. Journal of Zhejiang University Science B 7: 503-514.
32- Khan A., Sharif M., Ali A., Shah S.N.M., Mian I.A., Wahid F., Jan B., Adnan M., Nawaz S., and Ali N. 2014. Potential of AM Fungi in Phytoremediation of Heavy Metals and Effect on Yield of Wheat Crop. American Journal of Plant Sciences 5: 1578-1586.
33- Lari Yazdi H., Ghorbanli M., Mirzaei M., and Hashemi A.R. 2011. Investigating the effects of different concentrations of lead on proline, soluble sugars, starch and antioxidant activity of catalase and peroxidase in

Triticum aestivum L. wheat. Pishtaz cultivar, the first national conference on topics Modern Agriculture, Saveh, Islamic Azad University Saveh Branch.

34- Li N., Kang Y., Pan W., Zeng L., Zhang Q., and Luo J. 2015. Concentration and transportation of heavy metals in vegetables and risk assessment of human exposure to bioaccessible heavy metals in soil near a waste-incinerator site, South China. Science of Total Environment 521-522: 144-151.

35- Mahdavian K., Ghaderian M., and Torkzade-Mahani M. 2016. The effect of different concentrations of lead on some physiological parameters in two populations of Harmal (*Peganum harmala* L.). Journal of Cell & Tissue 6(4): 543-555. (In Persian with English Abstract)

36- Malecka A., Piechalak A., Mensinger A., Hanc D., Baralkiewicz D., and Tomaszewska B. 2012. Antioxidative Defense System in *Pisum sativum* Roots Exposed to Heavy Metals (Pb, Cu, Cd, Zn). Polish Journal of Environmental Studies 21(6): 1721-1730.

37- Michalak A. 2006. Phenolic compounds and their antioxidant activity in plants growing under heavy metal Stress. Polish Journal of Environmental Studies 15: 523-530.

38- Mico C., Recatala L., Peris M., and Sanchez J. 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of a European Mediterranean area by multivariate analysis. Chemosphere 65: 863-872.

39- Nakano Y., and Asada K. 1981. Hydrogen peroxide is scavenged by ascorbate peroxidase in spinach chloroplasts. Plant Cell Physiology 22: 867-880.

40- Parizanganeh A.H., Bijnavand V., Zamani A.A., and Hajabolfath A. 2012. Concentration, Distribution and Comparison of Total and Bioavailable Heavy Metals in Top Soils of Bonab District in Zanjan Province. Open Journal of Soil Science, 2: 123-132.

41- Pourcel L., Routaboul J., Cheynier V., Lepiniec L., and Debeaujon I. 2006. Flavonoid oxidation in plants: from biochemical properties to physiological functions. TRENDS in Plant Science 12: 29-36.

42- Rafati M., Khorasani N., Moattar F., Shirvany A., Moraghebi F., and Hosseinzadeh S. 2011. Phytoremediation Potential of Populus albaand Morus albafor Cadmium, Chromuim andNickel Absorption from Polluted Soil. International Journal of Environmental Research 5(4): 961-970.

43- Roberts A.E., Boylen C.W., and Nierzwicki-Bauer S.A. 2014. Effects of lead accumulation on the *Azolla caroliniana–Anabaena*association. Ecotoxicology and environmental safety 102: 100-110.

44- Sandhya V., Ali S.Z., Grover M., Reddy G., and Venkateswarlu B. 2010. Effect of plant growth promoting Pseudomonas spp. On compatible solutes, antioxidant status and plant growth of maize under drought stress. Plant Growth Regulation 62: 21-30.

45- Santoro A., Lioi M.B., Monfregola J., Salzano S., Barbieri R., and Ursini M.V. 2005. L-Carnitine protects mammalian cells from chromosome aberrations but not from inhibition of cell proliferation induced by hydrogen peroxide. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis 587(1): 16-25.

46- Schaller H. 2003. The role of sterolsin plant growth and development. Progrss in Lipid Research Planta 42: 63-175.

47- Seregin I.V., and Kosevnikova A.D. 2008. Roles of root and shoot tissues in transport and accumulation of cadmium, lead, nickel, and strontium. Russian Journal Plant Physiology 55: 1-22.

48- Sharma P., and Dubey R.S. 2005. Lead toxicity in plants. Brazilian Journal Plant Physiology 17: 35-52.

49- Singh Gill S., and Tuteja N. 2010. Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. Plant Physiology and Biochemistry 48: 909-930.

50- Singh D., Tiwari A., and Gupta R. 2012. Phytoremediation of lead from wastewater using aquatic plants. Journal of Agricultural Technology 8(1): 1-11.

51- Stockinger H., Walker C., and Schubler A. 2009. *Glomus intraradices* DAOM197198', a model fungus in arbuscular mycorrhiza research, is not *Glomus intraradices*. New Phytologist 183(4): 1176–1187. doi:10.1111/j.1469-8137.2009.02874.x

52- Susarla S., Medina V.F., and McCutcheon S.C. 2002. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. Ecological Engineering 18: 647-58.

53- Tewari R.K., Hadacek F., Sassmann S., and Lang I. 2013. Iron deprivation-induced reactive oxygen species generation leads to non-autolytic PCD in *Brassica napus* leaves. Environmental and Experimental Botany 91: 74-83.

54- Vessey J.K. 2003. Plant growth promoting rhizobacteria as biofertilizers. Plant and soil 255(2): 571-586.

55- Wang J., Zeng Q., Zhu J., Liu G., and Tang H. 2013. Dissimilarity of ascorbate–glutathione (AsA–GSH) cycle mechanism in two rice (*Oryza sativa* L.) cultivars under experimental free-air ozone exposure. Agriculture Ecosystems and Environment 165: 39-49.

56- Wei B., and Yang L. 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. Micro chemical Journal 94(2): 99-107.

57- Wojdyla A.T. 2004. Chitosan (biochikol 020 PC) in the control of some ornamental foliage diseases. Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences 69: 705-715.

58- Wu Q., and Xia R. 2004. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on plant growth and osmotic adjustment matter

content of trifoliate orange seedlings under water stress. Journal of Plant Physiology and Molecular Biology 30: 583-588.

59- Yalcin M.G., Battaloglu R., and Ilhan S. 2007. Heavy metal sources in Sultan Marsh and its neighborhood, Kayseri, Turkey. Environmental Geology 53: 399-415.

60- Yong Z., Hao-Ru T., and Ya L. 2008. Variation in antioxidant enzyme activities of two strawberry cultivars with short term low temperature stress. Journal of Agricultural Sciences 4: 456-462.

61- Zhang H.H., Tang M., and Zheng C. 2010. Effect of inoculation with AM fungi on lead uptake, translocation and stress alleviation of *Zea mays* L. seedlings planting in soil with increasing lead concentrations. European Journal of Soil Biology 46: 306-311.

62- Zhang Q., Shi X.Z., Huang B., Yu D.S., Wang H.J., and Sinclair F.L. 2007. Surface water quality of factory based and vegetable based peri-urban areas in the Yangtze River Delta region. China Catena 69: 57-64.

63- Zhao Q., Wang Y., Cao Y., Chen A., Ren M., and Ge Y. 2014. Potential health risks of heavy metals in cultivated topsoil and grain, including correlations with human primary liver, lung and gastric cancer, in Anhui province, Eastern China. Science of the Total Environment 470-471: 340-347.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 393-408

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۰۸-۳۹۳

Effect of Mycorrhizal Fungus Application on Some Biochemical Characters of Wheat Cultivars in Lead Contaminated Soil

K. Kiani Jam[1]- M.R. Bihamta[2*]- D. Habibi[3]- A. Asgharzadeh[4]- A. Saremirad[5]

Received: 23-06-2019
Accepted: 01-02-2020

Introduction: Nowadays, increasing soil contamination by heavy metals is one of the most important issues around the world, and is the focus of attention. Lead as the most dangerous heavy metal and persistent chemical pollutant affects the environment, especially the metabolic and physiological activities of organisms and ultimately cause serious damage to the environment and human health. The purpose of this study was to investigate the effect of mycorrhizal fungus (*Rhizophagus irregularis*) on some biochemical traits of 10 wheat genotypes in three different concentrations of lead heavy metal (0, 218 and 437 ppm) in soil.

Material and Methods: The present study was conducted as factorial experiment based on randomized complete block design with three replications. The factors included lead in three concentrations (0, 218 and 437 mg / kg), mycorrhizal inoculum (addition and no addition), and 10 wheat genotypes (Shiraz, Sepahan, Sirvan, Back Cross Roshan, Marvdasht, Sivand, Bahar, Pars, Roshan, and Pishtaz). Soil samples were prepared from a depth of 0-25 cm of the research farm of Islamic Azad University, Karaj Branch. Samples were taken randomly. After soil drying and passing through a 2 mm sieve, they were transferred to the soil science laboratory to determine some of the physical and chemical properties. According to the soil test results, the soil was sandy loam, a semi-light soil with 25% clay, 25% silt and 50% sand, with pH = 7.49 and salinity of 1.63 dS. m^{-1}, and also free of heavy metals. The soil was sterilized for four hours by an autoclave at the temperature of 121 °C and a pressure of 1.5 atm. After soil preparation, the lead was added to the soil at three concentrations of 0, 218 and 437 ppm, and stored in a pre-embedded bag with 60% moisture content to achieve a two-week equilibrium. In order to inoculate the mycorrhizal fungus, after removal of 3-4 cm from the soil surface, *Rhizophagus irregularis* (35 g) was added to the soil surface, then 30 to 40 seeds were placed on the soil surface and covered with soil. In the control samples without mycorrhizal fungus, a certain amount of mycorrhizal fungus placed at 105 ºC to kill the fungus and then added to the pots.

Results and Discussion: Malondialdehyde concentration increased by increasing the concentration of lead. The highest concentrations of proline were belonged to the level 218 ppm of lead, in Pars cultivar in both treatments of with and without mycorrhiza fungus as well as Sirvan cultivar in the treatment of without fungi, respectively. The activity of Catalase was highest in the treatment of 218 ppm of lead without fungus. Roshan cultivar also showed high levels of ascorbate peroxidase activity in 218 ppm of lead. Similar to cultivar, BC Roshan and Pishtaz cultivars also showed high ascorbate peroxidase activity in this concentration of lead. The amount of hydrogen peroxide was reduced by changing the concentration of lead from 0 to 218 ppm, while its amount increased at 437 ppm concentration. With increasing lead concentration, the amount of chlorophyll a decreased while chlorophyll b increased. Using mycorrhizal fungus, the amount of malondialdehyde, proline and hydrogen peroxide and catalase content decreased compared with control. It seems that lead, due to its concentration in the environment, leads to the induction of oxidative stress and the formation of free radicals and thus change in the amount of biochemical traits of wheat such as malondialdehyde, proline, hydrogen peroxide and chlorophyll a and b and activity of catalase and ascorbate peroxidase. The genotype of the plant is very important factor in tolerating the toxicity of lead, and it deals with various protective mechanisms. Not only the plant genotype but also environmental factors such as the use of mycorrhizal fungus are effective in reducing the harmful effects of lead, and helps plants tolerate the stress caused by lead toxicity.

Conclusion: Lead in the soil causes changes in the biochemical content of wheat cultivars. The amount of

1 and 3- M.Sc. and Associate Professor, Department of Agronomy, Karaj Branch, Islamic Azad University, Alborz, Iran, respectively.
2- Professor, Department of Agronomy and Plant Breeding, University of Tehran, Tehran, Iran
(*- Corresponding Author Email: mrghanad@ut.ac.ir)
4- Associate Professor, Department of Soil Biology, Soil and Water Research Institute
5- Plant Breeding Ph.D. Student, Department of Agronomy and Plant Breeding, Young Researchers and Elite Club, Karaj Branch, Islamic Azad University, Karaj, Iran
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.81215

change depends on the plant's genotype, lead concentration, and other factors in the soil, such as symbiotic fungi. As shown in the present study, mycorrhizal fungus was effective in eliminating the negative effects of lead during symbiotic with wheat. It is suggested further studies to determine the concentration of lead and even other heavy metals in wheat genotypes and to compare with Iranian national standards in order to overcome the concerns about the entry of these metals into the diet.

Keywords: Ascorbate, Catalase, Cell, Chemical pollutant, Peroxidase, Proline

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 409-422

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۲۲-۴۰۹

مقاله علمی-پژوهشی

توانایی زغال‌زیستی اشباع شده با آهن در عرضه آهن و رفع کلروز آهن سویا در یک خاک آهکی

جلال الدین خال‌لی زاده[1]- اسماعیل دردی پور[2]*- مجتبی بارانی مطلق[3]- عبدالرضا قرنجیکی[4]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۵/۰۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۰/۳۰

چکیده

از بین عناصر کم مصرف مورد نیاز گیاهان، آهن محدودیت‌های فراوانی را برای محصولات کشاورزی به خصوص در خاک‌های آهکی ایجاد کرده است. به منظور بررسی اثر زغال‌زیستی اشباع شده با آهن در عرضه آهن و رفع کلروز آهن سویا در یک خاک آهکی آزمایشی گلخانه‌ای به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی و با چهار تکرار انجام شد. تیمارها شامل زغال‌های‌زیستی اشباع نشده (زغال‌زیستی کاه‌گندم (WB) و زغال‌زیستی نئوپان (PB) هر کدام ۲/۵ درصد وزنی)، و زغال‌های‌زیستی اشباع شده (زغال‌زیستی اشباع شده کاه‌گندم (Fe-IWB1) ۲/۵ درصد وزنی، زغال‌زیستی اشباع شده کاه‌گندم (Fe-IWB2) ۵ درصد وزنی، زغال‌زیستی نئوپان اشباع شده (Fe-IPB1) ۲/۵ درصد وزنی و زغال‌زیستی اشباع شده نئوپان (Fe-IPB2) ۵ درصد وزنی)، و کود آهن از منبع سکوسترین آهن (S) و خاک شاهد بدون آهن و زغال‌زیستی (C) بر روی دو رقم سویا (ویلیامز و سامان) بود. نتایج نشان داد با افزایش میزان مصرف زغال‌های‌زیستی اشباع شده با آهن غلظت آهن فعال خاک، غلظت و جذب آهن فعال و شاخص کلروفیل در برگ‌های بالایی گیاه افزایش معنادار یافت ($P\leq ۰/۰۵$). اما زغال‌های‌زیستی اشباع نشده با آهن غلظت آهن فعال خاک و گیاه و شاخص کلروفیل برگ را نتوانست افزایش معنادار دهد. همچنین همبستگی مثبت معنی‌داری بین غلظت آهن فعال با شاخص کلروفیل برگ (r=۰/۸۸**) و عملکرد ماده خشک سویا (r=۰/۸۷**) وجود داشت. بنابراین، زغال‌زیستی اشباع شده با آهن قادر به عرضه آهن کافی و رفع کلروز آهن سویا در یک خاک آهکی می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: اشباع سازی، آهن، زغال‌زیستی، سویا، کلروز

مقدمه

آهن برای انجام فرآیندهای بی‌شماری در سلول‌های گیاهی و جانوری ضروری می‌باشد. آهن با تغییر ظرفیت و انتقال الکترون نقش بسیار مهمی در متابولیسم گیاهی دارد. ترکیب آهن و پروتوپرفیرین[5]، هم[6] را تشکیل می‌دهد. هم پیش ماده تولید کلروفیل بوده و با جایگزینی آنزیمی منیزیم با آهن در هم، کلروفیل پدید می‌آید. کمبود آهن یکی از نارسایی‌های مهم تغذیه‌ای در گیاهان به‌ویژه در شرایط خاک‌های آهکی است و به شدت عملکرد و کیفیت محصول را تحت تأثیر قرار می‌دهد. خاک‌های آهکی بیش از ۳۰ درصد از سطح اراضی را بخصوص در مناطق نیمه خشک می‌پوشانند (۷). در خاک‌های آهکی غلظت بالای بی‌کربنات در محلول خاک، مسئول اصلی زردی القا شده توسط آهک است (۲۴). در بسیاری از موارد آهن کافی از ریشه به برگ‌ها منتقل می‌شود ولی این کارآیی آهن در برگ است که نقش اصلی در ایجاد علائم کلروز را بازی می‌کند. در چنین شرایطی میزان آهن کل در برگ‌های دارای کلروز، ممکن است هم‌اندازه و یا حتی بیشتر از برگ‌های سبز باشد (۴۲). آهن تنها عنصری است که در بیشتر موارد ارتباطی بین غلظت آن در بافت گیاه و میزان کمبود آن مشاهده نمی‌شود. این پارادوکس، موجب شده که به‌جای محاسبه

۱، ۲ و ۳- به‌ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و دانشیاران گروه خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
(*- نویسنده مسئول: Email: e.dordipour@yahoo.com)
۴- استادیار مؤسسه تحقیقات پنبه کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، گرگان، ایران

DOI: 10.22067/jsw.v34i2.81960

5- Protoporphyrin
6- Heme

آهن کل، میزان آهن فعال[1] و کلروفیل برگ روش‌های مناسب‌تری برای ارزیابی کمبود آهن در گیاه باشد (۲). پر کاربردترین کود حاوی آهن در خاک‌های آهکی سکوسترین آهن می‌باشد. استفاده از ترکیبات کلات کننده علاوه بر فراهمی آهن و کاهش کلروز آن در گیاهان تاثیرات جانبی نیز دارند. افزایش فراهمی فلزات سنگین، اثرات آنتی بیوتیکی برای قارچ‌های همزیست، پایداری طولانی این ترکیبات در محیط و عدم تخریب‌پذیری آن موجب مخاطرات زیست محیطی می‌شود. این معایب در کنار گرانی کلات کننده‌ها موجب شده تا راهکارهای مدیریت زراعی، به نژادی و استفاده از کودهای کندرها در سال‌های اخیر به عنوان روش‌های جایگزین پیشنهاد گردد (۲۸). یکی از جدیدترین ابداعات، که امید تازه‌ای در توسعه کشاورزی ایجاد کرده، استفاده از زغال‌زیستی است. زغال‌زیستی، ماده جامد غنی از کربن آلی است که می‌تواند از آتشکافت انواع موادآلی حاصل شود. به عبارت دیگر زغال‌زیستی از تخریب بسیاری از مواد آلی (زیست‌توده گیاهی، فضولات جانوری، لجن فاضلاب و ...) در شرایط عدم وجود یا کمبود اکسیژن ایجاد می‌شود و در مقابل تجزیه میکروبی، ماندگاری چندین ساله پیدا می‌کند (۲۰). زغال‌زیستی دارای پتانسیل بازیافت عناصر غذایی، تهویه خاک، مدیریت سیستم پسماند و عاملی بلند مدت برای ترسیب اقتصادی و مطمئن کربن است. از دیگر اثرات سودمند کاربرد زغال‌زیستی در خاک‌های کشاورزی به افزایش ماده‌آلی خاک، بهبود نگهداری آب در خاک، افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی و تعامل با چرخه عناصر غذایی خاک از طریق تعدیل pH خاک، افزایش سطح حاصلخیزی خاک و کاهش آبشویی عناصر غذایی افزایش کارآیی استفاده عناصر غذایی می‌توان اشاره کرد (۱۹). همچنین، اختلاط کودها با زغال‌زیستی و اصلاح کننده‌های خاک، کارآیی کود را افزایش می‌دهد (۲۷). مواد آلی از جمله زغال‌زیستی پتانسیل بهبود خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک را دارند و منجر به تحرک و فراهمی بیشتر آهن می‌شود (۴۳). ساپادیت و همکاران (۳۹)، گزارش دادند افزودن زغال‌زیستی به خاک زیر کشت سویا خصوصیات شیمیایی و فراهمی عناصر غذایی خاک را بهبود بخشید. تاگویی و همکاران (۴۰)، گزارش دادند با افزودن زغال‌زیستی کود مرغی عملکرد وزن خشک و شاخص کلروفیل گیاه سویا در طول فصل رشد نسبت به خاک شاهد افزایش یافت. رمضانی و همکاران (۳۲)، گزارش کردند کاربرد زغال‌زیستی به همراه سولفات آهن باعث کاهش pH خاک، انحلال، احیاء و جذب بیشتر آهن و در نهایت باعث افزایش شاخص کلروفیل و رشد گیاه شد. هدف از این تحقیق بررسی اثر زغال‌های‌زیستی اشباع شده با آهن بر فراهمی آهن و توانایی آن‌ها در رفع کلروز آهن در دو رقم سویا در خاکی با پتانسیل بالای کلروز آهن می‌باشد.

مواد و روش‌ها

نمونه برداری و آماده سازی خاک: خاک مورد استفاده در این آزمایش از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری که دارای آهک بالا و دچار کمبود آهن بود از شرق استان گلستان نمونه برداری گردید. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در جدول ۱ آمده است.

تولید زغال‌زیستی و تعیین ویژگی‌های آن: زغال‌های‌زیستی مورد استفاده حاصل از دو نوع ماده آلی اولیه شامل کاه‌گندم و نئوپان بود که از طریق گرماکافت آهسته (افزایش ۵ درجه سانتی‌گراد در هر دقیقه) در دمای ۳۰۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲ ساعت در شرایط اکسیژن محدود در یک کوره الکتریکی تهیه شد (۲۵). برخی از خصوصیات اندازه‌گیری شده زغال‌های‌زیستی تولیدی در جدول ۲ آمده است. پ‌هاش در سوسپانسیون ۱:۲۰ زغال‌زیستی به آب مقطر (۳۸)، هدایت الکتریکی در عصاره ۱:۱۰ زغال‌زیستی به آب مقطر (۴۴)، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش اصلاح شده استات آمونیوم نرمال پ‌هاش خنثی (۱۱)، عملکرد و خاکستر (۳۶) و مقادیر کربن، هیدروژن و نیتروژن توسط دستگاه CHN Analyzer (مدل DCS 4010) اندازه‌گیری شد. مقدار آهن فراهم زغال‌زیستی با DTPA ۰/۰۰۵ مولار با نسبت ۱:۱۰ عصاره گیری (۲۱) و با دستگاه جذب اتمی (Unicam 919A) اندازه‌گیری شد. به منظور شناسایی گروه-های عاملی سطحی زغال‌های‌زیستی، از دستگاه اسپکتروسکوپ FTIR (PerkinElmer RX1) استفاده شد. همچنین از سطح زغال‌های‌زیستی قبل و بعد از اشباع سازی با استفاده از دستگاه میکروسکوپ الکترونی روبشی (FE-SEM TESCAN-MIRA) عکس تهیه گردید.

اشباع‌سازی زغال‌های‌زیستی با آهن: زغال‌های‌زیستی با استفاده از آهن اشباع سازی شدند. بدین منظور ابتدا سطح زغال‌های‌زیستی چندین بار با آب مقطر شستشو شد، سپس به مدت ۴۸ ساعت در آون در حرارت ۵۰ درجه سانتی‌گراد خشک شد. پنج گرم از زغال‌زیستی در یک لیتر محلول حاوی ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر آهن (II) که از نمک $Fe_2SO_4.7H_2O$ تهیه شده بود غوطه‌ور شد. پ-هاش محلول با استفاده از HCl و NaOH ۰/۱ مولار روی ۶ تنظیم شد. مخلوط زغال‌زیستی و محلول آهن (II) به مدت ۲۴ ساعت با دور ۱۲۰ (rpm/min) تکان داده شد. سپس با استفاده از کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ صاف و زغال‌های‌زیستی برجامانده با آب مقطر چندین بار شستشو گردید تا آهن آزاد سطح زغال‌های‌زیستی حذف شود (۳۴).

1- active iron

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی منتخب خاک مورد استفاده
Table 1- Some selected physical and chemical characteristics of the soil

نام منطقه Region of soil	پ-هاش pH_s	شوری EC_e	ظرفیت‌تبادل-کاتیونی CEC	نیتروژن N	فسفر P	پتاسیم K	آهن فراهم Ava.Fe	کربن آلی OC	آهک lime	رس Clay	سیلت Silt	شن Sand	بافت Soil texture
		dS m^{-1}	$cmol_{(+)}kg^{-1}$	%	mg kg^{-1}			%					
آق‌امام Agh Emam	7.8	0.8	15.5	0.06	4.5	90	3.42	0.94	17	22.5	63	14.5	لوم سیلتی Silt loam

جدول ۲- برخی از خصوصیات زغال‌های‌زیستی تولید شده
Table 2- Some properties of the produced biochars

زغال‌زیستی Biochar	پ‌هاش pH	شوری EC	ظرفیت‌تبادل‌کاتیونی CEC	آهن فراهم Ava.Fe	کربن C	هیدروژن H	نیتروژن N	اکسیژن** O	عملکرد Yield	خاکستر Ash
		dS m^{-1}	$cmol_{(+)}kg^{-1}$	mg kg^{-1}	%					
کاه‌گندم Wheat straw	6.9	3.07	108.5	20.12	52.2	4.3	N.D.*	15.1	51.2	28.4
نئوپان Particleboard	6.2	3.25	60.7	20.20	55.8	4.5	N.D.	27.7	71.4	12.0

ناچیز، شناسایی نشد. N.D.: Not Detected

** محاسبه شده از طریق تفاوت درصد مقدار خاکستر، کربن، هیدروژن و نیتروژن از کل ماده. Determined by subtraction of ash, C, H and N from total mass.

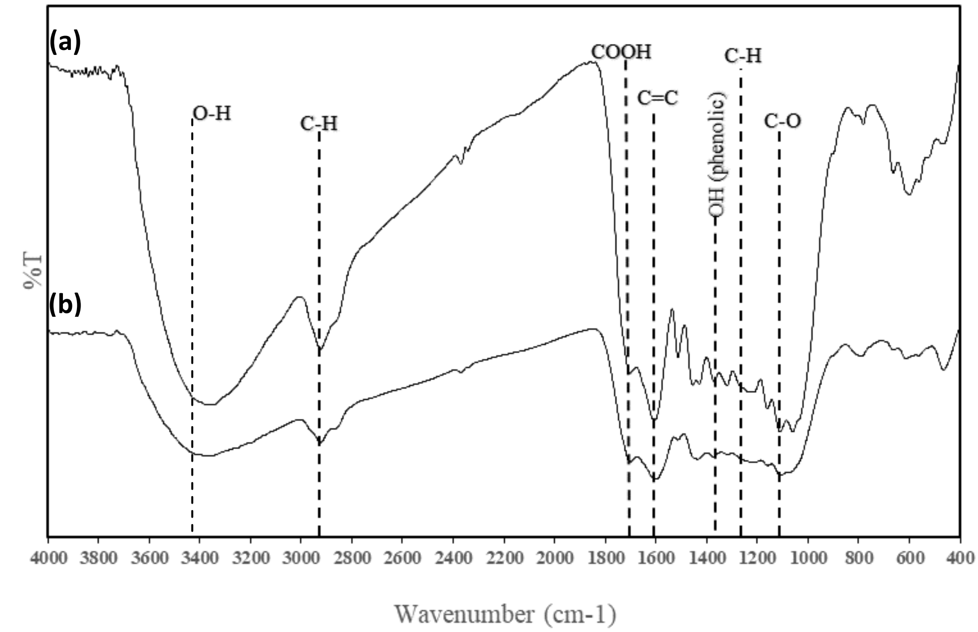
طرح آماری و کشت گلخانه‌ای: آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی با چهار تکرار انجام گردید. فاکتور اول شامل زغال‌های‌زیستی (زغال‌زیستی کاه‌گندم (WB) و زغال‌زیستی نئوپان (PB) با ۲/۵ درصد وزنی)، زغال‌های‌زیستی اشباع شده (زغال‌زیستی اشباع شده کاه‌گندم ۲/۵ درصد وزنی (Fe-IWB1) و ۵ درصد وزنی (Fe-IWB2)، زغال‌زیستی نئوپان اشباع شده ۲/۵ درصد وزنی (Fe-IPB1) و ۵ درصد وزنی (Fe-IPB2))، کود سکوسترین آهن (۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) (S) و تیمار شاهد (C) و فاکتور دوم سویا (*Glycine max*) با دو رقم ویلیامز و سامان تهیه شده از مرکز تحقیقات و آموزش کشارزی و منابع طبیعی استان گلستان بود. تعداد ۱۰ عدد بذر سویا در گلدان‌های ۵ کیلوگرمی کشت شد. پس از سبز شدن و استقرار گیاهان تعداد بوته‌ها به ۳ بوته در هر گلدان کاهش داده شد. عناصر ضروری بر اساس نتیجه آزمون خاک، فسفر به مقدار ۴۰ میلی‌گرم برکیلوگرم از منبع سوپر فسفات تریپل (TSP) و پتاسیم به مقدار ۱۰۰ میلی‌گرم برکیلوگرم از منبع کلرید پتاسیم (KCl) به صورت پیش کشت و نیتروژن به مقدار ۷۵ میلی‌گرم برکیلوگرم از منبع اوره $[CO(NH_2)_2]$، یک مرتبه پیش کشت و دومرتبه در طول فصل رشد گیاه به صورت سرک همراه با آبیاری به گلدان‌ها اضافه گردید. رطوبت گلدان‌ها در طول فصل رشد با استفاده از آب مقطر و به روش توزین در حد ظرفیت مزرعه نگهداری شدند. همچنین جهت حذف اثرات محیطی در طول دوره رشد موقعیت گلدان‌ها دو بار در هفته به‌صورت تصادفی تغییر داده شدند. بعد از گذشت ۱۲ هفته، ابتدا شاخص کلروفیل (SPAD) برگ‌های بالایی و برگ‌های پایینی به صورت مجزا با استفاده از دستگاه کلروفیل‌سنج دستی (Minolta SPAD-502) اندازه‌گیری شد. سپس گیاه به صورت کف‌بر برداشت و پس از خشک کردن (۴۸ ساعت در دمای ۷۲ درجه سانتی‌گراد در آون) توزین شد. غلظت آهن فعال در برگ‌های بالایی و پایینی با استفاده از اُ-فنانترولین[1] (۱۵) و مقدار آهن فعال خاک پس از برداشت با استفاده از عصاره‌گیر هیدروکسیل آمین هیدرو کلراید (۹) اندازه‌گیری گردید. تجزیه واریانس داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SAS انجام شد و مقایسه میانگین‌های مربوط به اثر تیمارهای اصلی و برهم‌کنش آن‌ها با آزمون حداقل فاصله معنی‌دار (LSD) در سطح احتمال ۵ درصد بررسی شد. همچنین نمودارها توسط نرم‌افزار Excel ترسیم گردید.

1- O - phenantroline

نتایج و بحث

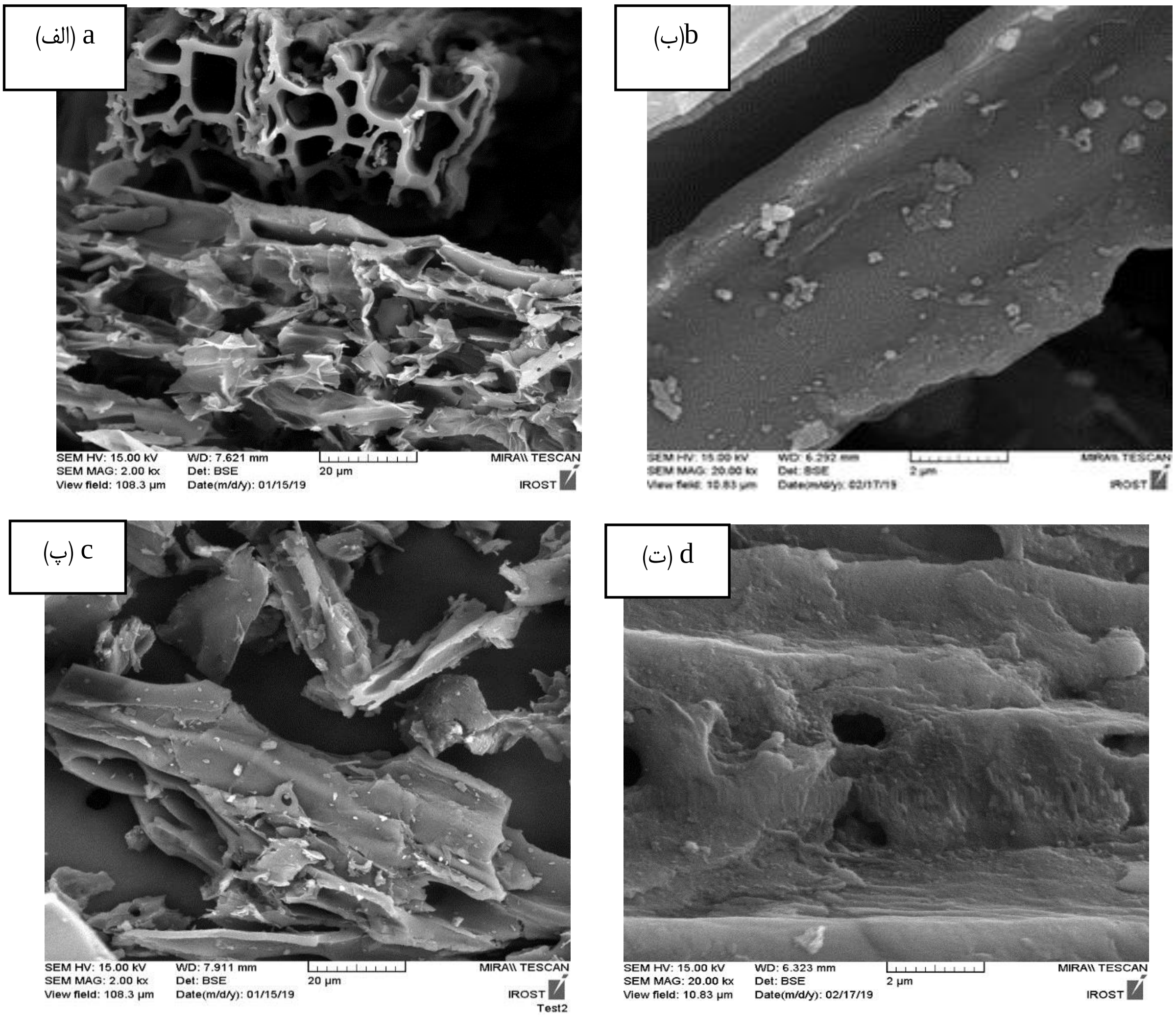
مشخصات گروه‌های عامل سطوح زغال‌های‌زیستی: به منظور شناسایی گروه‌های عامل سطح زغال‌های‌زیستی، طیف FTIR در گستره طول موج ۴۰۰-۴۰۰۰ cm^{-1} گرفته شد. شکل ۱ طیف زغال‌زیستی کاه‌گندم (a) و زغال‌زیستی نئوپان (b) را نشان می‌دهد. پیک در محدوده طول موج ۳۲۰۰-۳۴۰۰ cm^{-1} مربوط به ویژگی‌های آب درون شبکه‌ای و ارتعاشات کششی گروه عاملی هیدوروکسیل (OH-) می‌باشد (۸). پیک در محدوده طول موج ۲۸۸۵-۲۹۲۰ cm^{-1} به ارتعاشات کششی آلیفاتیک (C-H) اختصاص دارد (۵). پیک در طول موج ۱۷۰۰ cm^{-1} مربوط به گروه عاملی کربوکسیل (COOH) (۸) و پیک در دامنه ۱۵۹۰-۱۶۴۱ cm^{-1} مربوط به ارتعاشات کششی پیوند دوگانه کربن حلقه آروماتیک (C=C) می‌باشد (۴ و ۸). پیک در محدوده ۱۲۷۰-۱۳۷۵ cm^{-1} مربوط به گروه عاملی هیدروکسیل فنلی (Phenolic-OH) می‌باشد که علت آن حرارت دیدن واحدهای متشکل از لیگنین است (۲۹). پیک در محدوده ۱۱۸۵-۱۲۷۰ cm^{-1} مربوط به ارتعاشات کششی (C-O) و پیک در محدوده ۱۰۳۰-۱۱۸۰ cm^{-1} مربوط به ارتعاشات آروماتیک (C-H) می‌باشد (۱۶ و ۲۹). گروه‌های عاملی ذکر شده در هر دو زغال‌زیستی مشترک بودند. کربوکسیل، هیدروکسیل فنلی و دیگر گروه‌های عاملی که شامل اکسیژن‌های سطحی هستند، زغال‌زیستی را قادر می‌سازند تا آهن بیشتری را بر روی سطوح تبادلی خود جذب کند. گروه‌های عاملی موجود بر روی سطوح زغال‌زیستی و بار منفی آن‌ها باعث افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی آن می‌شوند (۴۵).

تصاویر سطحی میکروسکوپ الکترونی روبشی: تصاویر SEM تهیه شده از سطح زغال‌های‌زیستی قبل و بعد از اشباع سازی با استفاده از میکروسکوپ الکترونی روبشی (شکل ۲) نشان می‌دهد که سطح زغال‌زیستی کاه‌گندم قبل از اشباع سازی (a) دارای منافذ (تخلل) فراوان با اندازه کوچک می‌باشد و ساختار لانه زنبوری دارد. ولی سطح زغال‌زیستی نئوپان قبل از اشباع سازی (c) دارای خلل‌وفرج کمتر ولی با اندازه بزرگتر می‌باشد. همچنین سطح هر دو زغال‌زیستی قبل از اشباع سازی صاف و شفاف می‌باشد. توانایی زغال‌های‌زیستی در جذب عناصر به ساختار و شکل منافذ سطح آن‌ها بستگی دارد (۱۴). افزایش تخلخل زغال‌زیستی در ارتباط نزدیکی با سطح ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی بیشتر آن است (۴۴). همچنین تخلخل زغال‌زیستی برای کاربردش در خاک بویژه برای افزایش ظرفیت نگهداری آب در خاک، نگهداری عناصر غذایی و پناهگاه ریزجانداران خاک مفید است و کارآیی استفاده کود را افزایش می‌دهد (۳۱). ولی سطوح زغال‌زیستی کاه‌گندم (b) و نئوپان (d) بعد از اشباع سازی با آهن به صورت برجسته و کدر مشاهده می‌شود. این تغییر شکل سطوح زغال‌های‌زیستی پس از اشباع‌سازی دلالت بر جذب سطحی یا انباشتگی آهن در سطح آن‌ها دارد (۳۱، ۳۴).



شکل ۱- طیف FTIR زغال‌زیستی کاه گندم (الف) و زغال‌زیستی نئوپان (ب)

Figure 1- FTIR spectra of wheat straw biochar (a) particle board biochar (b)



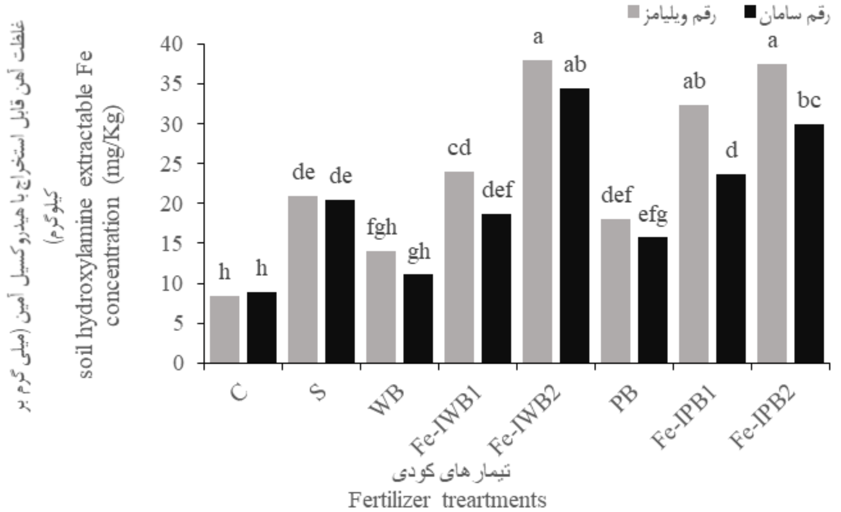
شکل ۲- عکس‌های SEM از سطح زغال‌زیستی کاه‌گندم (الف)، زغال‌زیستی کاه‌گندم اشباع شده با آهن (ب)، زغال‌زیستی نئوپان (پ)، زغال‌زیستی نئوپان اشباع شده با آهن (ت)

Figure 2- SEM images from surface of wheat straw biochar (a), Fe impregnated wheat straw biochar (b), particle board biochar (c), and Fe impregnated particle board biochar (d)

غلظت آهن قابل استخراج با هیدروکسیل آمین خاک پس از برداشت: مقایسات میانگین داده‌ها نشان داد که مقدار آهن قابل استخراج با هیدروکسیل آمین تحت تأثیر برهم کنش رقم و کود بطور معنی‌داری قرار گرفته است (شکل ۳). بطوری‌که در خاکی که رقم ویلیامز کشت شده بود روند افزایش آهن قابل استخراج با هیدروکسیل آمین در تیمارهای زغال‌زیستی نئوپان بیشتر از خاکی است که رقم سامان کشت شده است. همچنین غلظت آهن قابل استخراج با هیدروکسیل آمین در خاکی که در آن رقم ویلیامز کشت شده است در تمام تیمارهای کودی بیشتر از خاکی است که در آن رقم سامان کشت شده‌اند. البته این امر احتمالا می‌تواند بدلیل جذب آهن (شکل ۷) کمتر این رقم باشد، چون ویلیامز رقم حساسی به کمبود آهن می‌باشد. بیشترین غلظت آهن قابل استخراج با هیدروکسیل آمین خاک در تیمارهای Fe-IWB2 و Fe-IPB2 در هر دو رقم بود. کمترین غلظت آهن قابل استخراج با هیدروکسیل آمین را تیمار C داشت. همه تیمارهای کودی غلظت آهن قابل استخراج با هیدروکسیل آمین خاک را نسبت به خاک شاهد افزایش دادند. این افزایش به‌ترتیب بصورت زغال‌های‌زیستی اشباع شده ۵٪ < اشباع شده ۲/۵٪ < اشباع نشده ۲/۵٪ برای هر دو نوع زغال‌زیستی در هر دو رقم سویا بود. زغال‌های‌زیستی اشباع شده ۲/۵ و ۵ درصد، غلظت آهن قابل استخراج با هیدروکسیل آمین خاک را بیشتر از تیمار سکوسترین آهن افزایش دادند ولی از میان دو تیمار زغال‌زیستی اشباع نشده تنها زغال‌زیستی اشباع نشده نئوپان مشابه تیمار سکوسترین آهن، غلظت آهن قابل استخراج با هیدروکسیل آمین خاک را افزایش معنادار داد. افزایش آهن قابل استخراج با هیدروکسیل

آمین در تیمار سکوسترین نسبت به شاهد می‌تواند ناشی از قدرت کلات کنندگی سکوسترین باشد. در تیمارهای زغال‌زیستی این افزایش احتمالا می‌تواند به دو دلیل باشد. با توجه به مقدار بالای کربن آلی در زغال‌زیستی (جدول ۲) تجزیه آن در طول رشد گیاه احتمالا باعث تولید ترکیبات آلی با قدرت کلات کنندگی بالا مثل اسیدهیومیک و اسید فولیک شده باشد ثانیا در تیمارهای زغال‌زیستی که با آهن اشباع سازی شده است (که شکل ۲ ب و ت نیز مؤید آن است)، آزاد سازی آهن از سطوح آن‌ها باعث افزایش بیشتر آهن قابل استفاده در خاک شده است و احتمالا به همین دلیل اثر آن بیشتر از تیمار سکوسترین آهن شده باشد. موادآلی از جمله زغال‌زیستی پتانسیل بهبود خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک را دارند که منجر به تحرک و فراهمی بیشتر آهن می‌شود (۴۳). ساپادیت و همکاران (۳۹) گزارش دادند افزودن زغال‌زیستی به خاک تحت کشت سویا خصوصیات شیمیایی و فراهمی عناصر خاک را افزایش می‌دهد.

شاخص کلروفیل: زغال‌های‌زیستی اشباع شده با آهن اثر معنی‌داری بر شاخص کلروفیل برگ‌های بالایی (جوان) و پایینی (مسن) گیاه داشتند (شکل ۴). شاخص کلروفیل در برگ‌های بالایی در تمام تیمارهای مختلف کودی به غیر از تیمارFe-IWB2، در رقم سامان بیشتر از رقم ویلیامز بود. همچنین روند رشد این شاخص در تیمارهای زغال‌زیستی گندم در رقم ویلیامز بیشتر از رقم سامان بود. این امر می‌تواند حکایت از حساسیت بیشتر رقم ویلیامز به کمبود آهن باشد. بیشترین مقدار این شاخص برای رقم سامان در تیمارهای Fe-IPB2 (۶۱٪) و Fe-IWB2 (۵۴٪) بود که بطور معنی‌داری بیشتر از مقادیر آن‌ها در تیمار C و حتی تیمار S (۱۸٪) بود و کمترین مقدار این شاخص در تیمار C مشاهده شد. در مقابل، رقم ویلیامز بیشترین مقدار شاخص کلروفیل را در تیمار Fe-IWB2 داشت. بطور کلی با افزایش میزان استفاده از زغال‌های‌زیستی اشباع شده با آهن میزان شاخص کلروفیل برگ‌های بالایی در هر دو رقم سویا افزایش یافت و علائم کلروز آهن در این برگ‌ها کاهش یافتند (شکل ۴-الف). افزایش شاخص کلروفیل در تیمار سکوسترین آهن می‌تواند ناشی از تأمین آهن باشد. ولی این افزایش بویژه در برگ‌های بالایی گیاه در تیمارهای زغال‌زیستی احتمالاً می‌تواند علاوه بر فراهمی آهن (اثر مستقیم، جدول ۲ و شکل ۳) ناشی از بهبود خصوصیات فیزیکی (نگهداری رطوبت بالا و کاهش چگالی ظاهری)، شیمیایی (افزایش ماده آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی (جدول ۲) و کاهش هدر رفت عناصر غذایی) و زیستی (افزایش رشد جمعیت میکروبی) خاک باشد. به این موارد در تحقیقات دیگران نیز اشاره شده است (۶، ۲۳ و ۳۵). بیشترین شاخص کلروفیل برگ‌های پایینی برای هردو رقم سامان و ویلیامز در سطح ۲/۵٪ زغال‌زیستی اشباع شده گندم و سطح سکوسترین آهن بود. بقیه سطوح کودی (زغال‌های‌زیستی) اختلاف معنی داری با یکدیگر نداشتند (شکل ۴-ب). همچنین مقدار این شاخص در برگ‌هایی بالایی کمتر از مقدار آن در برگ‌های پایینی گیاه بود که علایم ظاهری این برگ‌ها در شکل ۵ نیز می‌تواند مؤید آن باشد.



شکل ۳- اثر متقابل رقم و کود بر غلظت آهن قابل استخراج با هیدروکسیل آمین خاک بعد از برداشت گیاه

(میانگین‌های با حروف مشابه روی ستون‌ها در سطح LSD 5% معنی‌دار نیست)

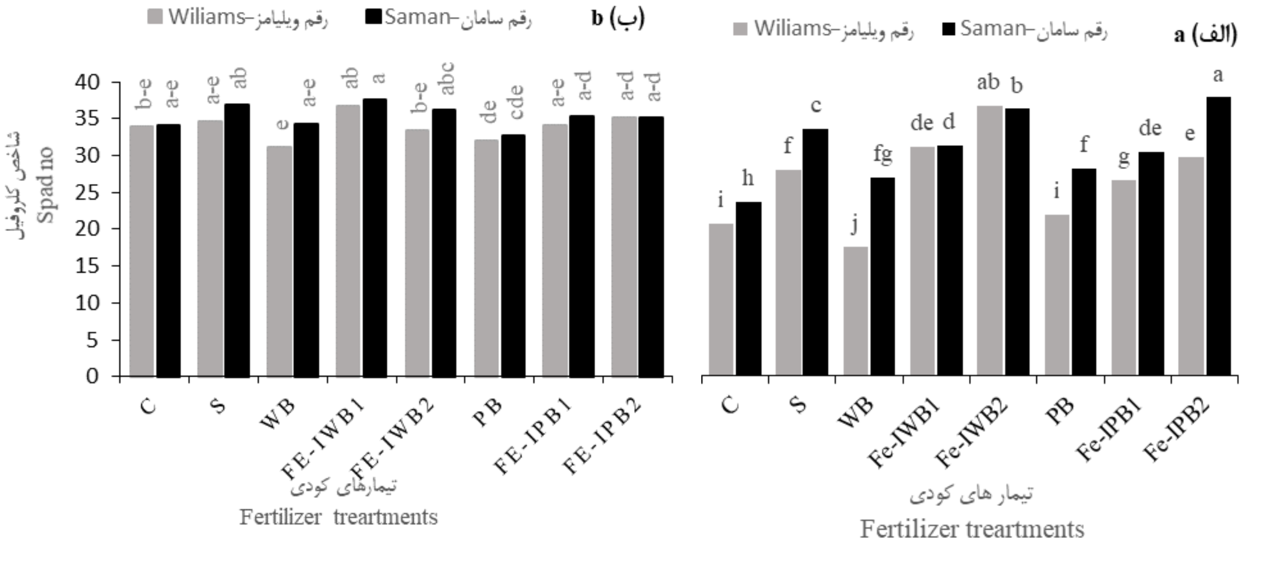
Figure 3- Interactive effect of variety and fertilizer on soil hydroxylamine extractable Fe concentration after harvesting

(Means for columns followed by the same letters are not significant at LSD, *P*=0.05)

علائم کمبود آهن نخست در برگ‌های جوان نمایان می‌شود زیرا آهن در گیاه پویا نیست و در این برگ‌ها زردی بین رگبرگی توسعه می‌یابد و در حالت کمبود شدید سریعاً به کل سطح برگ توسعه می‌یابد (۲۴ و ۴۱). بنابراین، برای تعیین وضعیت تغذیه‌ای آهن در گیاه تجزیه برگ‌های پایینی و پیر مناسب نیست و برگ‌های بالایی و جوان باید نمونه برداری و تجزیه شوند. گاویلی و همکاران (۱۲)، گزارش کردند مصرف ۲/۵ و ۵ درصد زغال‌زیستی شاخص کلروفیل‌متری گیاه سویا را به ترتیب ۱۴ و ۲۰ درصد نسبت به مقدار آن در خاک شاهد افزایش داد. زغال‌زیستی اثر مثبتی روی میزان کلروفیل و پارامترهای مرتبط با آن دارد، از جمله افزایش فعالیت فتوسیستم دو (PS II) و تسهیل انتقال الکترون که باعث افزایش کل شاخص فتوسنتز می‌شود (۲۲).

غلظت و جذب آهن فعال برگ: پاسخ دو رقم سویا از نظر غلظت آهن فعال در برگ‌های بالایی در سطوح مختلف تیمارهای کودی متفاوت بود بطوریکه رقم ویلیامر با افزایش سطوح زغال‌زیستی نئوپان روند افزایشی تندتری نشان داد در حالی که غلظت آهن فعال برگ بالایی رقم سامان در سطوح مختلف زغال‌زیستی گندم روند رشد تندتری نشان داد (شکل ۶-الف). همچنین غلظت آهن فعال در رقم ویلیامز بطورکلی کمتر از رقم سامان در تمام سطوح کودی بود که احتمالا به حساسیت بیشتر رقم ویلیامز به کمبود آهن و تفاوت ساختار ژنتیکی این دو رقم بر می‌گردد. رقم سامان بیشترین غلظت آهن فعال برگ بالایی را در تیمارهای Fe-IWB2، Fe-IPB2 و S داشت و رقم ویلیامز در تیمار Fe-IWB2 بیشترین مقدار آن را نشان داد. غلظت آهن فعال برگ‌های بالایی در هر دو رقم سویا با افزایش میزان مصرف زغال‌های‌زیستی اشباع شده با آهن افزایش یافت. افزایش غلظت آهن فعال برگ بالایی در هردو رقم در تیمارهای سکوسترین و زغال‌های‌زیستی می‌تواند بدلیل افزایش فراهمی آهن در خاک (شکل ۳ و با توجه به کمبود آهن در خاک مورد آزمایش، جدول ۱) و در نتیجه جذب بیشتر آهن بوده باشد.

رمضانی و همکاران (۳۲)، گزارش کردند زغال‌زیستی به همراه آهن باعث افزایش شکل احیایی آهن در خاک و در نتیجه باعث افزایش غلظت آهن در گیاه می‌شود. میان غلظت آهن فعال برگ‌های بالایی در تیمارهای WB و PB با تیمار C در هر دو رقم سویا تفاوت معناداری وجود نداشت. غلظت کم آهن فعال برگ‌های بالایی در تیمارهای زغال‌زیستی اشباع نشده احتمالا می‌تواند به‌دلیل سطح ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی بالای زغال‌زیستی (جدول ۲) باشد که آهن خاک را بطور محکم جذب خود کرده است. گزارش‌هایی در این زمینه در منابع وجود دارد برای مثال سورنتی و همکاران (۳۷) گزارش کردند با افزایش میزان مصرف زغال‌زیستی به تنهایی در خاک غلظلت آهن، منگنز، مس، روی در ساقه کیوی کاهش می‌یابد، آن‌ها دلیل این کاهش غلظت عناصر کم مصرف را به قدرت بالای جذب فلزات توسط زغال‌زیستی نسبت دادند.

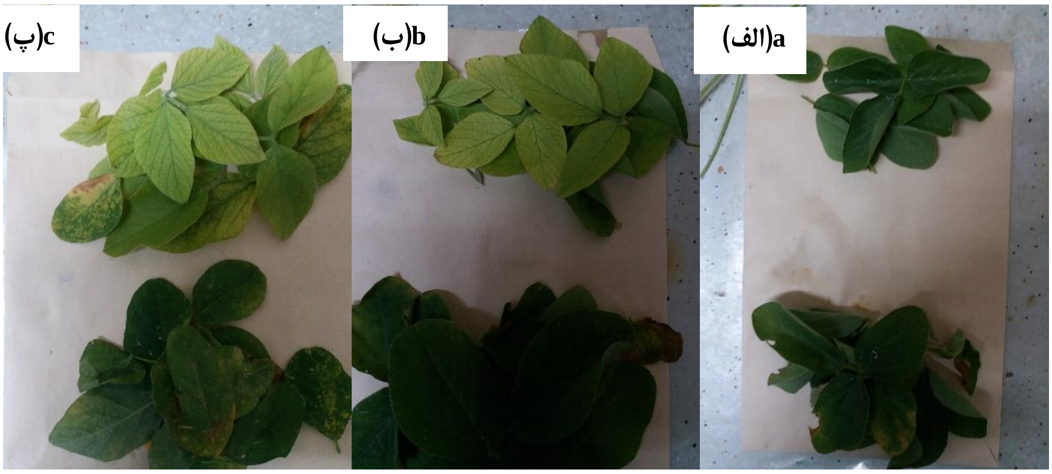


شکل ٤- اثر متقابل رقم و کود بر شاخص کلروفیل سویا برگ‌های بالایی (الف) و برگ‌های پایینی (ب)

(میانگین‌های با حروف مشابه روی ستون‌ها در سطح LSD 5% معنی دار نیست)

Figure 4- Interactive effect of variety and fertilizer on spad no of soybean upper (a) and lower (b) leaves

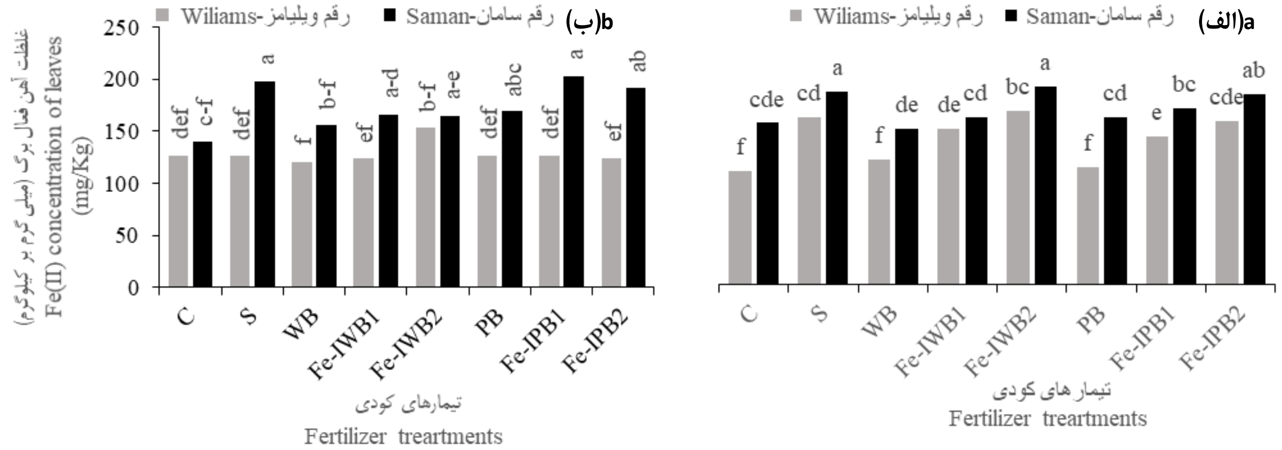
(Means for columns followed by the same letters are not significant at LSD, *P*=0.05)



شکل ۵- تصاویر برگ‌های بالایی و پایینی سویا در تیمار شاهد (الف)، تیمار زغال‌زیستی کاه گندم (ب) و تیمار زغال‌زیستی اشباع شده با آهن کاه‌گندم ۵٪ وزنی (پ)

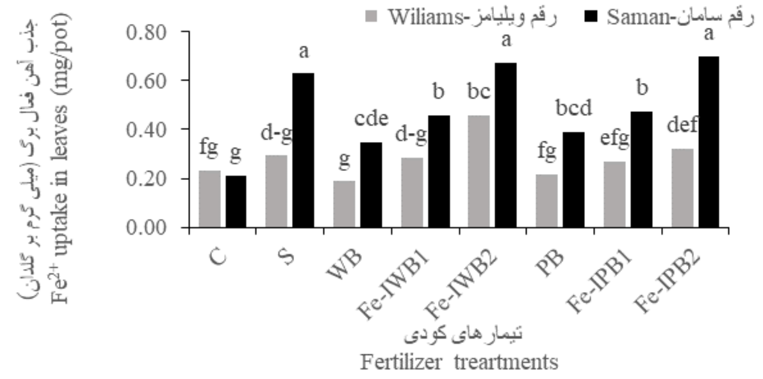
Figure 5- Images of Soybean upper and lower leaves at blank (a), wheat straw biochar (b) and Fe impregnated wheat straw biochar 5% w/w (c)

همچنین نتایج نشان داد که اثر متقابل کود و رقم بر غلظت آهن فعال برگ پایینی معنی‌دار نبود (شکل ۶-ب). با اینحال، غلظت آهن فعال برگ پایینی در رقم سامان بطورکلی بیشتر از رقم ویلیامز (زودرس و حساس) در تمام سطوح کودی بود و به دلیل پویایی ناچیز آهن در گیاه (۳۶)، غلظت آهن فعال در برگ‌های پایینی بیشتر از برگ‌های بالایی بود. نتایج حاصل از غلظت آهن فعال برگ با ظهور علائم کمبود آهن در برگ‌ها (شکل ۵) و شاخص کلروفیل‌متری (شکل ۴) مطابقت داشت. بروز کلروز آهن نتیجه کمبود آهن دو ظرفیتی است که برای سنتز کلروفیل ضروری است (۱۸). اغلب بین آهن کل در برگ‌ها و شدت کلروز همبستگی وجود ندارد (۳۰). رستمی و همکاران (۳۳) گزارش کردند که سنجش آهن فعال ارتباط خیلی بهتری با کلروز کمبود آهن دارد. از شاخص‌های مهم در پایه‌های متحمل به کلروز ناشی از کمبود آهن، داشتن سهم و نسبت بیشتر آهن فعال به آهن کل است که در فعالیت‌های بیوشیمیایی گیاهان اهمیت دارد (۱۰). پاسخ دو رقم سویا از نظر جذب آهن فعال برگ در سطوح مختلف تیمارهای کودی متفاوت بود بطوریکه با افزایش سطوح کودی مقدار آن روند افزایشی نشان داد ولی روند افزایش آن در رقم سامان بسیار تندتر از روند افزایشی آن در رقم ویلیامز در تمام سطوح کودی بود. همچنین میزان جذب آهن فعال برگی در رقم ویلیامز بطورکلی کمتر از رقم سامان در تمام سطوح کودی بود که بیانگر حساسیت بیشتر رقم ویلیامز به کمبود آهن است (شکل ۷). هر دو رقم سویا بیشترین جذب آهن فعال را در تیمارهای Fe-IWB2، Fe-IPB2 و S و کمترین مقدار آن را در تیمار خاک شاهد C نشان دادند. اثر تیمارهای کودی بر مقادیر جذب آهن فعال برگی به‌ترتیب به صورت تیمارهای Fe-IWB2 و Fe-IPB2 ≈ S < Fe-IWB1 و Fe-IPB1 < WB و PB بود. رقم ویلیامز در تیمارهای زغال‌زیستی گندم جذب آهن فعال برگی بیشتری از تیمارهای زغال‌زیستی نئوپان داشت ولی در رقم سامان تفاوت فاحشی مشاهده نشد. جذب آهن همانطور که انتظار می‌رفت بدلیل افزایش فراهمی آهن (شکل ۳) در نتیجه مصرف سکوسترین آهن و زغال‌های‌زیستی بویژه شکل اشباع شده آن‌ها که در بخش‌های بالا نیز بحث شد، افزایش یافته است. البته جذب آهن در تیمارهای زغال‌زیستی ۵ درصد اشباع شده در رقم سامان (بطور جزئی) و بویژه رقم ویلیامز (معنادار) بیشتر از تیمار سکوسترین آهن بوده است. این امر احتمالا علاوه بر فراهمی بیشتر آهن به دلیل بهبود شرایط فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک برای رشد گیاه در تیمارهای زغال‌زیستی، بوده باشد. همچنین پ. هاش زغال‌های‌زیستی بویژه نئوپان اندکی اسیدی (جدول ۲) می‌باشد که می‌تواند موجب بهبود فراهمی آهن در این تیمارها شده باشد. علاوه بر خصوصیات زغال‌زیستی، اثرات متقابل آن‌ها با اقلیم، وضعیت حاصلخیزی خاک، و نوع خاک باعث می‌شوند تا چگونگی تاثیر زغال‌زیستی بر مکانیسم جذب را با قاطعیت ندانیم (۳). علاوه بر این، بیدرمن و هارپول (۳) تاکید کردند که رنگ تیره زغال‌زیستی دینامیک حرارتی گیاه و خاک را تغییر می‌دهد که ممکن است روی جذب عناصر تأثیر بگذارند. زغال‌زیستی می‌تواند چگالی ظاهری خاک را کاهش دهد که منجر به افزایش رشد و نفوذ ریشه در خاک می‌شود که باعث افزایش جذب عناصر غذایی از محلول خاک می‌شود (۱۹). علاوه بر این، زغال‌زیستی قابلیت نفوذپذیری آب و نگهداری آن را افزایش می‌دهد (۱)، بنابراین، افزایش آب در دسترس در خاک سبب تاثیر مستقیم بر جذب عناصر غذایی توسط گیاه می‌شود. ظرفیت تبادل کاتیونی زغال‌زیستی پارامتر مهم دیگر است که ممکن است موجب تغییرات در جذب عناصر غذایی شود (۱۳).



شکل ٦– اثر متقابل رقم و کود بر غلظت آهن فعال برگ بالایی (الف) و برگ پایینی (ب)

Figure 6- Interactive effect of variety and fertilizer on Fe(II) concentration of upper (a) and lower (b) leaves



شکل ۷- اثر متقابل رقم و کود بر جذب آهن فعال برگ

(میانگین‌های با حروف مشابه روی ستون‌ها در سطح LSD 5% معنی‌دار نیست)

Figure 7- Interactive effect of variety and fertilizer on Fe (II) uptake in leaves

(Means for columns followed by the same letters are not significant at LSD, *P*=0.05)

روابط میان پارامترهای اندازه گیری شده: با توجه به معادلات رگرسیونی مندرج در جدول ۳، غلظت آهن فعال برگ با میزان شاخص کلروفیل برگ بالایی (**r=۰/۸۸) و وزن خشک سویا (**r=۰/۸۷) همبستگی مثبت معنی‌داری نشان داد. همچنین همبستگی مثبت معنی‌داری بین میزان شاخص کلروفیل‌متری و وزن خشک سویا (**r=۰/۹۰) وجود داشت. همبستگی بالای بین شاخص کلروفیل برگ‌های بالایی با غلظت آهن فعال به خوبی نشان می‌دهد که کلروفیل متر به عنوان یک روش سریع، آسان و ارزان قیمت در تعیین وضعیت تغذیه آهن در گیاه می‌تواند بکار گرفته شود. کوسی‌اوغلو و آچیک‌گوز (۱۷) نیز معتقدند که شاخص کلروفیل معیار قابل اعتمادی برای سنجش درجه کلروز و آهن فعال در گیاهان است. همچنین در برگ‌های سبز، غلظت آهن فعال بیشتر از برگ‌های کلروزه می‌باشد و میزان کلروفیل با آهن فعال برگ در مقایسه با آهن کل دارای همبستگی بیشتری است (۱۵ و ۱۷). همبستگی وزن خشک گیاه با آهن فعال و شاخص کلروفیل برگ بیان می‌کند که با افزایش مقدار جذب آهن میزان کلروفیل گیاه افزایش می‌یابد که با افزایش عملکرد ماده خشک همراه است. در مطالعات انجام شده دیگر نیز گزارش شده است گیاهانی که دچار کمبود آهن می‌باشند به علت عدم تولید کلروفیل کافی عمل فتوسنتز را به طور کامل انجام نداده در نتیجه رشد و عملکرد کاهش می‌یابد (۲۶).

جدول ۳- روابط میان غلظت آهن فعال و شاخص کلروفیل برگ‌های بالایی و وزن خشک سویا

Table 3- Relationships among Fe (II) concentration and spad no of upper leaves, and soybean dry weight

معادله **Equation**	ضریب تبیین **(R^2)**
SpU = 0.32 FeaU - 3.95	0.77^{**}
DWt = 0.10 FeaU - 2.80	0.75^{**}
DWt = 0.27 SpU - 0.99	0.81^{**}

*، ** و ns به‌ترتیب بیانگر تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال پنج درصد، یک درصد و عدم تفاوت معنی‌دار است.

*, ** and ns i.e. statistical significant at *P*. values 0.05 and 0.01, and not significant, respectively.

FeaU= غلظت آهن (II) برگ‌های بالایی؛ SpU= شاخص کلروفیل برگ‌های بالایی؛ DWt= وزن خشک

FeaU= Fe II conc. of upper leaves; SpU= Spad no of upper leaves; DWt= total dry weight

نتیجه‌گیری

نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که مصرف زغال‌زیستی اشباع نشده در سطح ۲/۵٪ (تیمارهای WB و PB) به دلیل جذب شدید آهن خاک اثر قابل ملاحظه‌ای بر غلظت و جذب آهن فعال و شاخص کلروفیل گیاه نداشت ولی با مصرف زغال‌زیستی اشباع‌شده با آهن (Fe-IWB1 و Fe-IPB1) و افزایش میزان مصرف آن‌ها (Fe-IWB2 و Fe-IPB2)، آهن قابل استخراج با هیدروکسیل آمین خاک، غلظت و جذب آهن فعال و شاخص کلروفیل گیاه افزایش معنادار و کلروز برگی گیاه نیز کاهش یافت. از طرف دیگر مصرف مقادیر بالای زغال‌زیستی (و سکوسترین آهن) از نظر اقتصادی شاید مقرون به صرفه نباشد و اشباع یا غنی سازی آنها با عناصر غذایی می‌تواند راه کار مناسبی برای کاهش مقدار مصرف آن باشد. بنابراین، مصرف زغال‌زیستی اشباع شده با آهن، می‌تواند رهیافت امیدبخشی برای رفع کلروز آهن در گیاهان حساس بویژه سویا در خاک‌های آهکی باشد.

منابع

1- Asai H., Samson B.K., Stephan H.M., Songyikhangsuthor K., Homma K., Kiyono Y., Inoue Y., Shiraiwa T., and Horie T. 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. Field Crops Research 111: 81-84.

2- Bavaresco L., Giachino E., and Colla R. 1999. Iron chlorosis paradox in grapevine. Journal of Plant Nutrition 22: 1589-1597.

3- Biederman L.A., and Harpole W.S. 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a metal analysis. GCB Bioenergy 5: 202-214.

4- Bruun E.W., Hauggaard-Nielsen H., Ibrahim N., Egsgaard H., Ambus P., Jensen P.A., and Dam-Johansen K. 2011. Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. Biomass and Bioenergy 35: 1182-1189.

5- Cantrell K.B., Hunt P.G., Uchimiya M., Novak J.M., and Ro K.S. 2012. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. Bioresource Technology 107: 419-428.

6- Chan K.Y., Zwieten L.V., Meszarost L., Downie A., and Joseph S. 2008. Using poultry litter biochars as soil amendments. Australian Journal of Soil Research 46(3): 437-444.

7- Chen Y., and Barak P. 1982. Iron nutrition of plants in calcareous soils. In Advances in agronomy (35: 217-240). Academic Press.

8- Cheng C.H., Lehmann J., Thies J.E., Burton S.D., and Engelhard M.H. 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. Organic Geochemistry 37: 1477-1488.

9- De Santiago A., and Delgado A. 2006. Predicting iron chlorosis of lupin in calcareous Spanish soils from iron extracts. Soil Science Society of America Journal 70: 1945-1950.

10- Díaz I., Del Campillo M.C., Cantos M., and Torrent J. 2009. Iron deficiency symptoms in grapevine as affected by the iron oxide and carbonate contents of model substrates. Plant and Soil 322: 293-302.

11- Gaskin J.W., Steiner C., Harris K., Das K.C., and Bibens B. 2008. Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. Transactions of the ASABE 51: 2061-2069.

12- Gavili E., Moosavi A.A., and Haghighi A.A.K. 2019. Does biochar mitigate the adverse effects of drought on the agronomic traits and yield components of soybean? Industrial Crops and Products 128: 445-454.

13- Gunarathne V., Mayakaduwa S., and Vithanage M. 2017. Biochar’s Influence as a Soil Amendment for Essential Plant Nutrient Uptake. In Essential Plant Nutrients (pp. 47-67). Springer, Cham.

14- Jiang T.Y., Jiang J., Xu R.K., and Li Z. 2012. Adsorption of Pb (II) on variable charge soils amended with rice-straw derived biochar. Chemosphere, 89:249-256.

15- Katyal J.C., and Sharma B.D. 1980. A new technique of plant analysis to resolve iron chlorosis. Plant and

Soil, 55:105-119.
16- Keiluweit M., Nico P.S., Johnson M.G., and Kleber M. 2010. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). Environmental Science and Technology 44: 1247-1253.
17- Köseoğlu A.T., and Açikgöz V. 1995. Determination of iron chlorosis with extractable iron analysis in peach leaves. Journal of Plant Nutrition 18: 153-161.
18- Ksouri R., Gharsalli M., and Lachaal M. 2005. Physiological responses of Tunisian grapevine varieties to bicarbonate-induced iron deficiency. Journal of Plant Physiology 162(3): 335-341.
19- Lehmann J., and Joseph S. 2015. Biochar for environmental management: science and technology and Implementation. 2nd ed. Rouledge, London Sterling,VA, UK. 944p.
20- Lehmann J., Gaunt J., and Rondon M. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems–a review. Mitigation and adaptation strategies for Global Change 11: 403-427.
21- Lindsay W.L., and Norvell W.A. 1978. Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper. Soil science society of America Journal 42: 421-428.
22- Lyu S., Du G., Liu Z., Zhao L., and Lyu D. 2016. Effects of biochar on photosystem function and activities of protective enzymes in *Pyrus ussuriensis* Maxim. under drought stress. Acta Physiologiae Plantarum 38: 220.
23- Major J., Rondon M., Molina D., Riha S.J., and Lehmann J. 2010. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. Plant and Soil 333: 117-128.
24- Marschner H. 1996. Mineral nutrition of higher plants. Wiley Online Library.
25- Méndez A., Gómez A., Paz-Ferreiro J., and Gascó G. 2012. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. Chemosphere 89: 1354-1359.
26- Miller G.W., Pushnik J.C., and Welkie G.W. 1984. Iron chlorosis, a worldwide problem, the relation of chlorophyll biosynthesis to iron. Journal of Plant Nutrition 7:1-22.
27- Novak J.M., Busscher W.J., Laird D.L., Ahmedna M., Watts D.W., and Niandou M.A. 2009. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. Soil Science 174: 105-112.
28- Oviedo C., and Rodríguez J. 2003. EDTA: the chelating agent under environmental scrutiny. Quimica Nova, 26:901-905.
29- Pastorova I., Botto R.E., Arisz P.W., and Boon J.J. 1994. Cellulose char structure: a combined analytical Py-GC-MS, FTIR, and NMR study. Carbohydrate Research 262: 27-47.
30- Pestana M., de Varennes A., and Faria E.A. 2003. Diagnosis and correction of iron chlorosis in fruit trees: A review. Journal of Food Agriculture and Environment 1(1): 46-51.
31- Qiao Y., Wu J., Xu Y., Fang Z., Zheng L., Cheng W., Tsang E.P., Fang J., and Zhao D. 2017. Remediation of cadmium in soil by biochar-supported iron phosphate nanoparticles. Ecological Engineering 106: 515-522.
32- Ramzani P.M.A., Khalid M., Naveed M., Ahmad R., and Shahid M. 2016. Integrating the organic amendment with iron fertilization for improving productivity and Fe biofortification in rice under acidified calcareous soil. Pakistan Journal of Agricultural Sciences 53: 407-417.
33- Rostami R., Ershadi A., and Sarikhani H. 2015. Evaluation of peach, bitter almond, GF677 and GN15 rootstocks for bicarbonate or iron deficiency-induced chlorosis. Journal of Crops Improvement 17(2): 341-355. (In Persian with English Abstract)
34- Samsuri A.W., Sadegh-Zadeh F., and Seh-Bardan B.J. 2013. Adsorption of As (III) and As (V) by Fe coated biochars and biochars produced from empty fruit bunch and rice husk. Journal of Environmental Chemical Engineering 1: 981-988.
35- Schultz H., Dunst G., and Glaser B. 2013. Positive effects of composted biochar on plant growth and soil fertility. Agronomy for Sustainable Development 33(4): 817-827.
36- Song W., and Guo M. 2012. Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 94: 138-145.
37- Sorrenti G., Masiello C.A., and Toselli M. 2016. Biochar interferes with kiwifruit Fe-nutrition in calcareous soil. Geoderma 272:10-19.
38- Sun Y., Gao B., Yao Y., Fang J., Zhang M., Zhou Y., Chen H., and Yang L. 2014. Effects of feedstock type, production method, and pyrolysis temperature on biochar and hydrochar properties. Chemical Engineering Journal 240:574-578.
39- Suppadit T., Phumkokrak N., and Poungsuk P. 2012. The effect of using quail litter biochar on soybean (*Glycine max* [L.] Merr.) production. Chilean Journal of Agricultural Research 72: 244.
40- Tagoe S.O., Horiuchi T., and Matsui T. 2008. Effects of carbonized and dried chicken manures on the growth, yield, and N content of soybean. Plant and Soil 306: 211-220.
41- Tisdale S., Nelson W., Havlin J., and Beaton J. 1999. Soil fertility and fertilizers. An introduction to nutrient management. 503 p.
42- Treeby M., Marschner H., and Römheld V. 1989. Mobilization of iron and other micronutrient cations from a calcareous soil by plant-borne, microbial, and synthetic metal chelators. Plant and Soil 114: 217-226.
43- Xu G., Wei L.L., Sun J.N., Shao H.B., and Chang S.X. 2013. What is more important for enhancing nutrient bioavailability with biochar application into a sandy soil: Direct or indirect mechanism? Ecological Engineering 52: 119-124.
44- Yang X., Liu J., McGrouther K., Huang H., Lu K., Guo X., He L., Lin X., Che L., Ye Z., and Wang H. 2016. Effect of biochar on

the extractability of heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and enzyme activity in soil. Environmental Science and Pollution Research 23: 974-984.
45- Yu X.Y., Ying G.G., and Kookana R.S. 2009. Reduced plant uptake of pesticides with biochar additions to soil. Chemosphere 76: 665-671.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 409-422

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۲۲-۴۰۹

The Ability of Iron-Impregnated Biochar in the Supply of Iron and Correction of Soybean Iron Chlorosis in a Calcareous Soil

J. Khallizadeh[1]- E. Dordipour[2*]- M. Baranimotlagh[3]- A.R. Gharanjiki[4]

Received: 29-07-2019
Accepted: 20-01-2020

Introduction: Iron deficiency is one of the most important nutritional disorders in plants, particularly in calcareous soils and deeply affects the yield and quality of the product. Due to the major role of iron in the synthesis of chlorophyll, chlorosis occurs in young leaves in deficiency conditions. In such condition, biochar can help to increase OM, soil fertility level, and iron use efficiency and, to reduce iron chlorosis. The aim of this study was to investigate the effect of iron- impregnated biochar on the availability of iron and the elimination of soybean iron chlorosis in a calcareous soil.

Materials and Methods: Calcareous soil with iron deficiency (0-30 cm) was collected from the east of Golestan province and prepared for cultivation. Two types of biochar were produced from wheat straw and particleboard through slow pyrolysis (increasing 5 °C/min) at 300 °C for 2 hours under restricted oxygen conditions in an electric furnace, and then impregnated with iron sulfate solution. FTIR spectra and SEM images of biochars surfaces were also provided. A pot experiment was conducted as a factorial based on a completely randomized design with four replications. Factors were biochars (wheat straw biochar (WB) and particleboard biochars (PB) each one with 2.5% w/w), iron impregnated biochars (Fe impregnated wheat straw biochar 2.5% w/w (Fe- IWB1) and 5% w/w (Fe-IWB2), 2.5% w/w (Fe-IPB1) and 5% w/w (Fe-IPB2) Fe impregnated particleboards, Fe- Sequestrene (S) and control without Fe and biochar (C), and two soybean cultivars (Williams and Saman). The sown pots were maintained near the field capacity for 12 weeks. Then, SPAD numbers, concentration and uptake of active iron in young and senile leaves and active iron content in soil were determined after harvest.

Results and Discussion: With increasing application of iron impregnated biochar, active iron content increased in the soil. SPAD numbers of the upper leaves of both soybean cultivars in Fe impregnated biochars were significantly higher than those of non-impregnated biochars and control treatments ($P \leq 0.05$). Iron chlorosis symptoms in soybeans decreased following the increased application of Fe impregnated biochars, consequently, there were no iron chlorosis symptoms in 5% Fe impregnated biochar treatments. Also, the active iron concentration of the upper leaves and the amount of leaf active iron uptake significantly increased as a result of Fe impregnated biochars application in both soybean cultivars compared to control and non-impregnated biochars ($P \leq 0.05$). The highest concentration of active iron in upper leaves was observed in 5% w/w Fe impregnated biochars treatments, but its value for cultivar Williams in Fe impregnated wheat biochar was higher than that in Fe impregnated particleboard biochar. The results of the SEM images indicated that wheat biochar had more quantity of and fine pores (also CEC) than that of the particleboard biochar, and the surface areas of both biochars were rough and dark after impregnation with iron, indicating the adsorption or accumulation of iron at their surfaces. Also, there was a significant positive correlation between the active iron concentration with SPAD numbers in the upper leaves (r = 0.88 **) and dry weight of soybean shoots (r = 0.87 **). Cultivars responses to Fe impregnated biochars showed that iron uptake and active iron concentration in the upper leaves of Williams variety were significantly less than those of Saman variety at both levels of Fe impregnated biochars ($P \leq 0.05$), which indicates that cultivar Williams is more susceptible to the iron chlorosis. The results of this experiment and reports from other studies show that the application of impregnated biochars from nutrients besides increasing SOM, permeability and soil moisture, CEC and soil fertility level, also increases the acquisition and use efficiency of iron in the plant.

Conclusion: The results of this study showed that due to the strong adsorption of soil iron, non-impregnated biochar application in the level of 2.5% had no significant effect on the concentration and uptake of active iron

---

1, 2 and 3- M.Sc. Student and Associate Professors, Department of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, respectively.
(*- Corresponding Author Email: e.dordipour@yahoo.com)
4- Assistant Professor, Cotton Research Institute of Iran, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Gorgan, Iran
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.81960

and spad numbers of the plant. However, using Fe impregnated biochar and increasing their application in calcareous soils with iron chlorosis resulted in a significant increase of active soil iron content, concentration and uptake of active iron and SPAD numbers of the plant, and, conversely, a decrease of leaf chlorosis. Therefore, besides improving the physical, chemical and biological properties of the soil, the application of Fe impregnated biochar can also be a promising approach to eliminate iron chlorosis in sensitive plants, particularly soybeans in calcareous soils.

Keywords: Biochar, Chlorosis, Impregnation, Iron, Soybean

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 423-437

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۳۷-۴۲۳

مقاله علمی-پژوهشی

تأثیر بازدارنده‌های مصنوعی و طبیعی نیترات‌زایی بر خصوصیات رشدی و جذب نیترات در کاهو

سارا سنگ سفیدی[۱]- امیر لکزیان[۲*]- علیرضا آستارایی[۳]- محمد بنایان اول[۴]- محبوبه مظهری[۵]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۶/۱۱
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۸

چکیده

بازدارنده‌های نیترات‌زایی ترکیباتی هستند که اکسایش زیستی آمونیوم به نیتریت را به تأخیر می‌اندازند و بدین ترتیب تجمع نیترات در خاک را کاهش می‌دهند. این پژوهش به منظور بررسی تاثیر بازدارنده‌های نیترات‌زایی، ۳ و ۴-دی متیل پیرازول فسفات (DMPP)، دی‌سیان‌دی‌آمید (DCD) و پودر درمنه (ART)، در حضور منابع مختلف نیتروژن، بر تغییرات نیتروژن معدنی خاک، میزان نیتروژن گیاه، تجمع نیترات در برگ گیاه و برخی از خصوصیات رشدی کاهو، در قالب طرح پایه کاملا تصادفی با آرایش فاکتوریل در سه تکرار انجام شد. نتایج نشان داد که بازدارنده‌های نیترات‌زایی در حضور منابع مختلف کود نیتروژن موجب کاهش غلظت نیتروژن نیتراتی و افزایش نیتروژن آمونیومی خاک شدند. همچنین غلظت نیتروژن در گیاه در حضور بازدارنده‌های نیترات‌زایی افزایش یافت. کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی موجب کاهش غلظت نیترات در برگ گیاه شد. همین‌طور استفاده از بازدارنده‌های نیترات‌زایی بر خصوصیات رشدی گیاه نیز تاثیر گذاشتند. به طور کلی بهترین کارکرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی در حضور منبع کود اوره مشاهده شد و بازدارنده نیترات‌زایی ART دارای بیشترین تاثیر و پس از آن بازدارنده‌های DMPP و DCD دارای بهترین کارکرد بودند.

واژه‌های کلیدی: اوره، بازدارنده‌های نیترات زایی، کاهو، کود گاوی، ورمی‌کمپوست

مقدمه

رشد و توسعه گیاهان نیازمند عرضه مطلوب نیتروژن است. مصرف خیلی کم نیتروژن به طور مستقیم عملکرد محصول را کاهش می‌دهد، در حالی‌که استفاده بیش از حد نیتروژن باعث ایجاد اثرات نامطلوب در گیاهان می‌شود و این مسئله به طور مداوم در تولید محصول متمرکز می‌شود (۲۶). ورودی‌های بیش از حد نیتروژن معمولا منجر به تلفات نیتروژن به شکل آبشویی نیترات و انتشار N_2O می‌شوند که به‌طور عمده به عنوان تهدیدی برای کیفیت محیط‌زیست مطرح می‌باشند (۶). در نتیجه در ارتباط با مصرف کودهای آلی و معدنی، مدیریت صحیح و کنترل علمی و عملی باید صورت پذیرد تا بدین وسیله از افزایش غیر مجاز غلظت این یون‌ها در خاک جلوگیری شود. بدین منظور استفاده از بازدارنده‌های نیترات‌زایی به منظور کاهش آبشویی نیترات توصیه می‌شود.

بازدارنده‌های نیترات‌زایی اکسیداسیون زیستی تبدیل آمونیوم به نیتریت را بدون تاثیر بر اکسیداسیون نیتریت به نیترات در خاک به تاخیر می‌اندازند (۲۲). این جلوگیری به وسیله دخالت در سوخت و ساز باکتری‌های موثر در نیتریت‌زایی انجام می‌شود (۵۱). از بازدارنده‌های نیترات‌زایی می‌توان به دی‌سیاندی‌آمید (DCD) اشاره کرد. این ترکیب با تاثیر بر باکتری‌های خاک از فرآیند نیترات‌زایی جلوگیری می‌کند. گزارش شده است که کاربرد DCD به همراه کود اوره و گاردن گلور[6] (GG) در خاک حاوی کاهو، میزان تلفات نیتروژن را کاهش داده است (۶). اما تحت شرایط آب و هوایی متفاوت کاربرد DCD ممکن است باعث ایجاد سمیت در گیاه و بروز خسارات قابل توجهی شود (۴۱).

۳ و ۴ دی‌متیل‌پیرازول فسفات (DMPP) نیز یکی از بازدارنده‌های نیترات‌زایی است که نسبت به دیگر بازدارنده‌های نیترات‌زایی در خاک در مقادیر خیلی کم از کارایی خوبی برخوردار

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد علوم و مهندسی خاک، استاد و دانشیار، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران
(*- نویسنده مسول (Email:alakzian@yahoo.com
۴- استاد، گروه اگروتکنولوژی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران
۵- استادیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی، کرج، ایران
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.82678
6- Garden Galore

است، به طوری‌که برخی از دانشمندان بیان می‌کنند که میزان مصرف DMPP نسبت به DCD، ده برابر کمتر و کارایی آن در کاهش تلفات نیتروژن به شکل آبشویی و تبخیر گازهای گلخانه‌ای بیشتر می‌باشد (۱). یکی از مزایای DMPP حساس نبودن به آبشویی می‌باشد (۵۷). از طرفی مدت زمان تاثیر آن نسبت به سایر بازدارنده‌های نیترات‌زایی از جمله DCD متفاوت بوده به طوری‌که نسبت زیاد آمونیوم به نیترات در خاک، بعد از کاربرد DMPP برای صد روز و برای DCD فقط بعد از ۴۰ روز باقی می‌ماند (۱۲).

نکته قابل تامل در مورد کاربرد اکثر بازدارنده‌های مصنوعی نیترات‌زایی هزینه زیاد، قابلیت دسترسی کم و تاثیرات نامطلوب بر ریزجانداران خاک می‌باشد، از این‌رو استفاده آن‌ها در سطح وسیع با محدودیت روبه رو می‌باشد. از طرفی خاصیت به تاخیر انداختن نیترات‌زایی، در بعضی گیاهان مثل براچیاریا هومیدیکولا[1]، درمنه و نعناع (عصاره نعناع) نیز مشاهده شده است (۵۲).

به طور کلی از آنجایی که چرخه نیتروژن در خاک تأثیر مهمی بر رشد و عملکرد گیاهان دارد، بنابراین سعی شده است که طی مطالعه‌ای تاثیر بازدارنده‌های طبیعی و مصنوعی نیترات‌زایی، به همراه منابع آلی و معدنی کود نیتروژن بر تغییرات نیتروژن خاک و میزان جذب نیترات توسط گیاه کاهو، بررسی شود. از طرفی مقدار نیترات یکی از فاکتورهای مهم در تعیین کیفیت سبزیجات می‌باشد، تجمع نیترات بیشتر در آوندها، دم برگ‌ها و برگ‌ها صورت می‌گیرد، که می‌تواند تأثیر نامطلوبی بر سلامت انسان داشته باشد (۱۹). از آنجا که در آخرین بررسی مصرف مواد غذایی، کاهو بیشترین میزان سرانه مصرف را در گروه سبزیجات برگی داشت، میزان نیترات این سبزی در حضور و عدم حضور بازدارنده های نیترات‌زایی پس از افزودن اوره و کود گاوی و ورمی‌کمپوست مطالعه شد.

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی تاثیر دو نوع بازدارنده طبیعی و مصنوعی نیترات‌زایی شامل ۳و ۴ دی‌متیل‌پیرازول‌فسفات (DMPP[2])، دی‌سیان‌دی‌آمید (DCD[3]) و پودر درمنه (ART[4]) در حضور منابع کود نیتروژن اوره (U[5]) و کودگاوی (CM[6]) و ورمی‌کمپوست (VC[7]) آزمایشی در قالب طرح پایه کاملا تصادفی با آرایش فاکتوریل در سه تکرار انجام شد. فاکتورهای آزمایش شامل چهار سطح بازدارنده نیترات‌زایی (بدون بازدارنده، DMPP ، DCD و پودر درمنه) و منابع مختلف نیتروژن (U، CM و VC) بودند. خاک مورد مطالعه از عمق ۳۰-۰ سانتی متری یک خاک کشاورزی، از مزرعه دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد جمع‌آوری و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه طبق روش‌های مرسوم آزمایشگاهی اندازه‌گیری شد. هدایت الکتریکی و pH به ترتیب در عصاره و گل اشباع با ستفاده از دستگاه‌های هدایت‌سنج الکتریکی (JENWAY 4310) و pHمتر (METROHM 632)، کربن آلی به روش هضم تر (۵۳)، نیتروژن به روش کجلدال (۹)، فسفر قابل‌دسترس خاک به روش اولسن (۳۳)، پتاسیم قابل‌دسترس به روش استات آمونیوم (۱۰)، رطوبت ظرفیت زراعی به روش وزنی اندازه‌گیری و در جداول (۳-۱) گزارش شدند. همچنین، بافت خاک لوم‌رسی بود.

به منظور یکسان‌سازی غلظت نیتروژن در همه تیمارهای کودی، کود گاوی و ورمی‌کمپوست در آزمایشگاه تجزیه و درصد نیتروژن آن‌ها (کود گاوی ۱/۳۸ درصد و ورمی‌کمپوست ۱/۸۸ درصد) محاسبه شد. درصد نیتروژن اوره نیز از قبل مشخص شده بود. با توجه به نتایج تجزیه خاک میزان مصرف ۴۵۰ کیلوگرم بر هکتار کود اوره توصیه شد. با توجه به آگاه بودن نسبت به این مسئله که کود اوره حاوی ۴۶٪ نیتروژن است و با در دست داشتن مقادیر نیتروژن کود گاوی و ورمی‌کمپوست، با انجام تناسب ساده، میزان مصرف ۱۵ و ۱۱ تن بر هکتار به ترتیب برای کود گاوی و ورمی‌کمپوست توصیه شد. سپس نمونه خاک مورد مطالعه هواخشک و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. سپس منابع کود نیتروژن شامل کود اوره، کود گاوی و ورمی‌کمپوست و بازدارنده‌های نیترات‌زایی شامل DMPP (۱/۵ کیلوگرم در هکتار)، DCD (۱۵ کیلوگرم در هکتار) و پودر درمنه (۱۰۰ کیلوگرم در هکتار) به آن اضافه و به‌طور یکنواخت با خاک مخلوط شد و مقدار ۴ کیلوگرم خاک به هر گلدان منتقل گردید. پس از اعمال تیمارهای آزمایش، ۲ نشا کاهو (که به مدت ۳ هفته در سینی نشا حاوی بستر کوکوپیت و پرلیت رشد داده شده بودند) در مرحله ۲ تا ۴ برگی در هر گلدان کاشته شدند. سپس گلدان ها در ۷۰٪ ظرفیت زراعی با آب مقطر آبیاری شدند.

سه هفته پس از کاشت برداشت اول به منظور اندازه‌گیری غلظت نیترات در برگ کاهو صورت گرفت. نیترات در گیاه با روش دی‌آزو و دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۵۴۰ نانومتر اندازه‌گیری شد (امامی، ۱۳۷۵). قبل از برداشت دوم کلروفیل (با استفاده از دستگاه اسپد (SPAD Minolta 502) اندازه‌گیری شد. سپس برداشت دوم ۵ هفته پس از کاشت صورت گرفت.

1- *Brachiaria homidicola*
2- 3,4 dimethyl pyrazol phosphate
3- Dicyandiamide
4- Artemisia
5- Urea
6- Cow Manure
7- Vermicompost

جدول ۱- برخی خصوصیات شیمیایی خاک
Table 1- Some soil chemical properties

مقدار Content	واحد اندازه‌گیری Unit of measurement	پارامتر Parameter	مقدار Content	واحد اندازه‌گیری Unit of measurement	پارامتر Parameter
25.49	mg kg^{-1}	فسفر قابل‌دسترس (Available phosphorus)	7.93	-	pH
465.3	mg kg^{-1}	پتاسیم قابل‌دسترس (Available potassium)	2.27	dS m^{-1}	EC
1057	mg kg^{-1}	نیتروژن (Nitrogen)	0.78	٪	کربن آلی (Organic carbon)

بعد از برداشت مجددا غلظت نیترات برگ، سطح برگ (توسط دستگاه سطح برگ‌سنج مدلDELTA-T)، وزن خشک برگ و ریشه، همچنین غلظت نیتروژن گیاه (پیچ و همکاران، ۱۹۸۲) اندازه‌گیری شدند. همچنین از خاک هر گلدان نمونه‌برداری شد و پس از هوا خشک شدن و عبور از الک دو میلی‌متری نیترات و آمونیوم خاک با روش کنی و نلسون (۱۹۸۲) اندازه‌گیری شدند.

نتایج حاصل از داده‌های آزمایش با استفاده از نرم‌افزار آماری JMP 11 تجزیه و میانگین داده‌ها با استفاده از آزمون توکی و در سطح احتمال یک درصد مقایسه گردیدند. رسم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام شد.

نتایج و بحث

تأثیر تیمارهای آزمایش بر نیترات گیاه

اثر تیمارهای آزمایشی بر غلظت نیترات گیاه

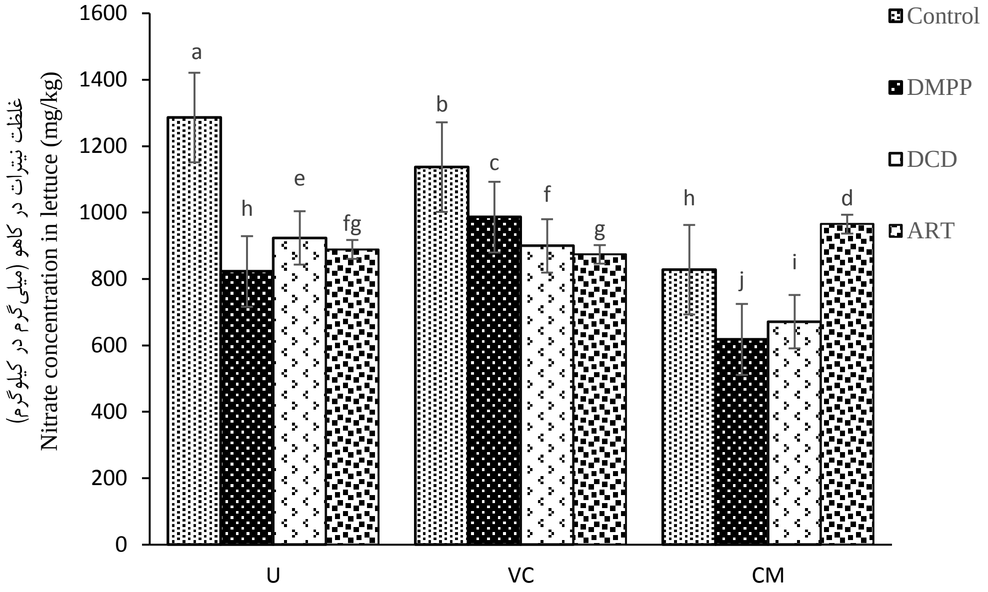
نتایج آزمایش نشان می‌دهد که در هر دو برداشت کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی DMPP، DCD و ART، بر روی کاهش غلظت نیترات گیاه در حضور هر سه منبع کودی تأثیر گذاشته و باعث شدند غلظت نیترات گیاه نسبت به تیمار شاهد کاهش معنی‌دار (۰/۰۱ >p) داشته باشد. بیشترین و کمترین غلظت نیترات گیاه در برداشت اول به ترتیب در تیمارهای اوره بدون بازدارنده و CM + DMPP، به ترتیب با غلظت‌های ۱۲۸۶/۱ و ۶۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد (شکل ۱). بیشترین و کمترین غلظت نیترات کاهو در برداشت دوم به ترتیب در تیمارهای اوره بدون بازدارنده و اوره + درمنه به ترتیب با غلظت‌های ۱۳۱۹/۹ و ۳۲۱/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد (شکل ۲). کاهش غلظت نیترات در برگ کاهو در اثر استفاده از بازدارنده‌های نیترات‌زایی موید بازدارندگی فعالیت باکتری‌های نیترات‌زا و ممانعت از تبدیل آمونیوم به نیترات به واسطه افزایش بازدارنده‌های نیترات‌زایی است. همچنین از علل کاهش غلظت نیترات گیاه در اثر کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی می‌توان اشاره کرد به این موضوع که افزودن بازدارنده‌های نیترات‌زایی به کودهای نیتروژنی علاوه بر کاهش تلفات نیتروژن توسط آبشویی، منجر به جذب آمونیوم توسط محصول می‌شود که این امر باعث کاهش محتوای نیترات و رنگ سبز تیره در برگ‌ها می‌شود، که توسط برخی محققین گزارش شده است (۵۷).

یکی از علل دیگر کاهش غلظت نیترات در گیاه در آزمایش حاضر این است که آمونیوم در محلول خاک می‌تواند جذب خالص نیترات را در گونه‌های گیاهی متعدد، محدود کند. در این راستا نیز نتایج مشابه توسط محققین گزارش شده است (۱۶).

همچنین برخی از پژوهشگران تاثیر منابع آلی نیتروژن و بازدارنده‌های طبیعی نیترات‌زایی را بر شستشو و سمیت تجمع نیترات بررسی کرده و به این نتیجه دست یافتند که افزودن پودر برگ آزادیراکتا ایندیکا به اوره، کمپوست و کود مرغ و افزودن پودر برگ لانتا کامرا به کود اوره موجب کاهش تجمع نیترات در گیاه گردید (۴۶).

همچنین نتایج آزمایش نشان می‌دهد در هر دو برداشت، مقدار نیترات در حضور منابع آلی کود نیتروژن کمتر از منبع معدنی کود نیتروژن است (شکل‌های ۱ و ۲).

یکی از علل تجمع کمتر نیترات در حضور منبع کود آلی را می‌توان در آزاد شدن مداوم نیتروژن از این کود توضیح داد که می‌تواند منجر به آزادسازی نیتروژن به شکل آمونیوم شود، که احتمالا باعث کاهش تجمع نیترات می‌شود. این نتایج با یافته های برخی محققین در مورد گیاه جیوز مالو (۲)، کاهو (۳۷) و در مورد اسفناج (۱۳) به دست آورده بودند مطابقت داشت، آن‌ها دریافتند که تیمارهای کود شیمیایی دارای نیترات بیشتری نسبت به تیمارهای کود آلی هستند. علت دیگر کمتر بودن نیترات در منابع آلی نیتروژن نسبت به کود اوره این است که معدنی شدن این مواد به آرامی صورت می‌گیرد و در نتیجه نیتروژن قابل‌دسترس کمتر در اختیار گیاهان قرار گرفته و از این‌رو تجمع نیترات در گیاهان کمتر می‌باشد (۴۶).

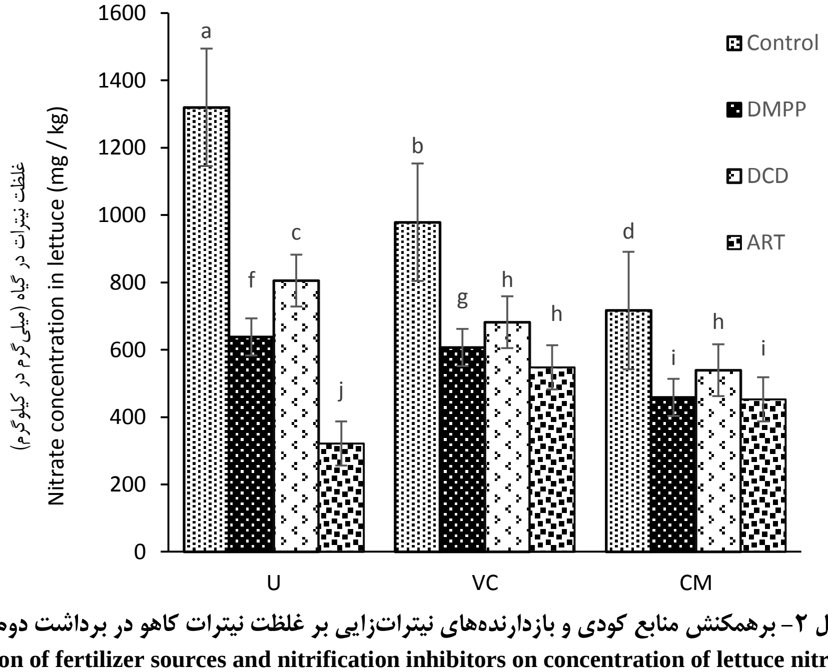


شکل ۱- برهمکنش منابع کودی و بازدارنده‌های نیترات‌زایی بر غلظت نیترات کاهو در برداشت اول

Figure 1- Interaction of fertilizer sources and nitrification inhibitors on concentration of lettuce nitrate in first harvest

U:اوره، VC: ورمی‌کمپوست، CM: کود گاوی

U: Urea, VC: Vermicompost, CM: Cow Manure



شکل ۲- برهمکنش منابع کودی و بازدارنده‌های نیترات‌زایی بر غلظت نیترات کاهو در برداشت دوم

Figure 2- Interaction of fertilizer sources and nitrification inhibitors on concentration of lettuce nitrate in second harvest

Uاوره، VC: ورمی‌کمپوست، CM: کود گاوی

U: Urea, VC: Vermicompost, CM: Cow Manure

مقایسه کارایی بازدارنده‌های نیترات‌زایی در حضور منابع کود نیتروژن در کاهش غلظت نیترات گیاه

در مورد بهترین کارکرد بازدارنده های نیترات زایی نتایج آزمایش نشان می‌دهد که در برداشت اول کاربرد بازدارنده‌ی نیترات‌زایی DMPP بر غلظت نیترات کاهو باعث کاهش ۳۶، ۱۸/۹۸ و ۱۳/۲۲ درصدی نیترات گیاه در حضور اوره، کود گاوی و ورمی‌کمپوست نسبت به تیمارهای شاهد آن‌ها شد (شکل ۱). در این راستا بازدارنده

DCD باعث کاهش ۲۸/۱۸، ۲۵/۳۹ و ۲۰/۸۶ درصدی غلظت نیترات گیاه به ترتیب در حضور اوره، کود گاوی و ورمی‌کمپوست نسبت به تیمارهای شاهد آن ها شدند (شکل ۱). بازدارنده نیترات زایی ART باعث کاهش ۳۰ و ۲۵ درصدی غلظت نیترات گیاه به ترتیب در حضور منابع کود نیتروژنی اوره و ورمی کمپوست نسبت به تیمارهای شاهد آن‌ها شدند (شکل ۱).

در برداشت دوم کاربرد بازدارنده‌ی نیترات‌زایی DMPP در حضور منابع کود اوره، کود گاوی و ورمی‌کمپوست به ترتیب موجب کاهش ۵۱/۶۷، ۳۲/۲۳ و ۳۸/۶ درصدی غلظت نیترات نسبت به تیمارهای شاهد آن‌ها شدند (شکل ۲). همچنین استفاده از بازدارنده‌ی نیترات‌زایی DCD غلظت نیترات در گیاه را در حضور اوره، کود گاوی و ورمی‌کمپوست به ترتیب ۳۹، ۲۴/۷۱ و ۳۰/۹۷ درصد نسبت به تیمارهای شاهد آن ها کاهش داد (شکل۲). در این راستا افزودن بازدارنده ART به منابع کود اوره، کود گاوی و ورمی‌کمپوست به ترتیب موجب کاهش ۷۵/۶۳، ۳۶/۸ و ۴۴/۵۳ درصدی غلظت نیترات کاهو نسبت به تیمارهای شاهد آن‌ها شدند (شکل ۲).

این نتایج حاکی از این است که به طور کلی بهترین عملکرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی استفاده شده در کاهش غلظت نیترات گیاه در آزمایش حاضر در حضور منبع معدنی نیتروژن بهتر از منابع آلی آن است. یکی از علل این امر می‌تواند این باشد که مواد آلی (تازه) به عنوان منبع انرژی برای تحریک فعالیت میکروبی عمل می‌کنند که منجر به تخریب بازدارنده‌ها می‌شوند (۴۹). یکی دیگر از علل این امر جذب بازدارنده های نیترات‌زایی توسط مواد آلی می‌باشد که فعالیت زیستی آن ها را کاهش می‌دهد. اگر مقدار ماده آلی خاک بالا باشد، دی‌سیان‌دی‌آمید سریع‌تر تجزیه می‌شود (۵).

تأثیر زمان بر کارکرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی

در مورد تاثیر زمان بر کارکرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی در کاهش غلظت نیترات گیاه همان‌طور که نتایج شکل‌های ۱ و ۲ نشان می‌دهد تاثیر بازدارنده‌های نیترات‌زایی در کاهش غلظت نیترات گیاه با گذشت زمان افزایش یافته است. بیشترین افزایش ابتدا در بازدارنده ART و سپس در DMPP و در آخر در بازدارنده DCD مشاهده شد. به طور کلی بازدارنده‌های نیترات‌زایی از نظر حلالیت در آب با یکدیگر متفاوت هستند که این به نوبه خود بر تحرک، مدت زمان ماندگاری و اثربخشی آن‌ها تأثیر می‌گذارد (۴۷).

سرعت تحرک بازدارنده‌های ایده‌آل باید مشابه سرعت تحرک آمونیوم در خاک باشد (۴۷). سرعت تحرک DCD چند برابر آمونیوم در خاک است بنابراین اثربخشی آن تا حدی محدود می‌شود (۳۶). با این‌حال تحرک نسبی DMPP تا حدی مشابه آمونیوم در خاک است (۳۶).

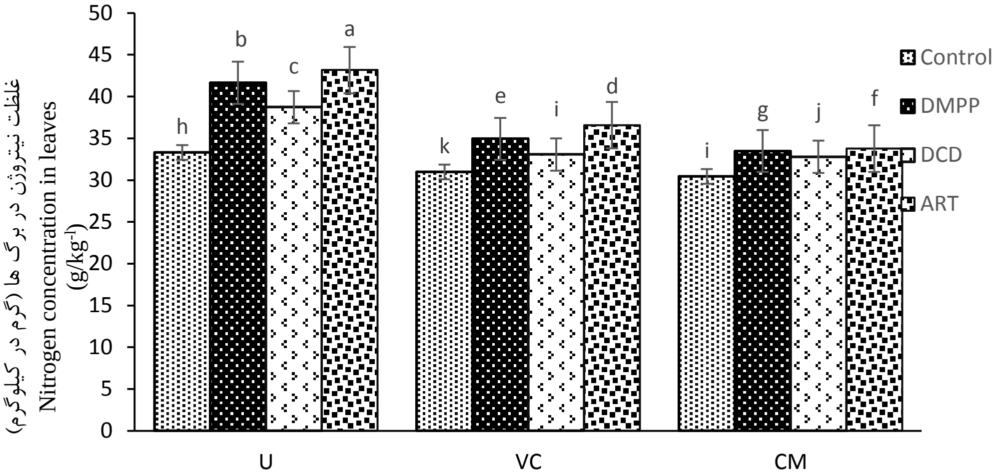
از طرفی بازدارنده‌های آلی به شدت توسط مواد آلی جذب می‌شوند که این موضوع باعث کاهش تحرک و افزایش پایداری آن ها در خاک می‌شود (۲۱). در راستای مقایسه اثربخشی دو بازدارنده DMPP و DCD نیز برخی محققین اثر دو بازدارنده نیترات‌زایی (DCD و DMPP) بر عملکرد سالانه شبدر بررسی کرده و به این نتیجه دست یافتند که هر دو بازدارنده باعث تاخیر در تشکیل نیترات در خاک شدند؛ با این‌حال، DMPP نیتروژن معدنی خاک را عمدتا در فرم آمونیوم، برای حدود ۱۰۰ روز نگه می‌دارد، این در حالی بود که اثر DCD تنها در خلال ۴۰ روز اول پس از کاشت مشاهده شد (۱۲). همچنین گزارش شده که تاثیر بازدارنده DMPP در کاهش غلظت نیترات در سبزیجات با گذشت زمان افزایش می‌یابد (۵۵). پس می‌توان نتیجه گرفت نوع بازدارنده نیترات‌زایی و نوع کود بر فرآیند نیترات‌زایی موثر است.

تأثیر تیمارهای آزمایشی بر غلظت نیتروژن کل در برگ کاهو

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که کاربرد هر سه بازدارنده موجب افزایش غلظت نیتروژن کل برگ در حضور هر سه منبع کودی شدند. بیشترین غلظت نیتروژن کل برگ در تیمار U+ART با مقدار ۴۳/۱ گرم بر کیلوگرم و کمترین مقدار آن در تیمار کود گاوی بدون بازدارنده نیترات‌زایی با مقدار ۳۰/۴ گرم بر کیلوگرم مشاهده شد (شکل ۳).

غلظت نیتروژن کل برگ در تیمار اوره بدون بازدارنده نیترات‌زایی ۳۳/۳ گرم بر کیلوگرم بود که با کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی DMPP، DCD و ART این مقدار به ترتیب به ۴۱/۶، ۳۸/۷ و ۴۳/۱ گرم بر کیلوگرم افزایش یافت (شکل ۳).

غلظت نیتروژن کل برگ در تیمار ورمی‌کمپوست بدون بازدارنده نیترات‌زایی ۳۰/۹ گرم بر کیلوگرم بود که پس از کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی DMPP، DCD و ART این مقدار به ترتیب به ۳۴/۹، ۳۳، ۳۶/۵ گرم بر کیلوگرم افزایش یافت (شکل ۳). همچنین غلظت نیتروژن کل برگ در تیمار کود گاوی بدون بازدارنده نیترات‌زایی ۳۰/۴ گرم در کیلوگرم بود که با کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی DMPP، DCD و ART این مقدار به ترتیب به ۳۳/۴، ۳۲/۷ و ۳۳/۷ گرم در کیلوگرم افزایش یافت. (شکل ۳). به طور کلی بهترین تأثیر بازدارنده‌های نیترات‌زایی در افزایش غلظت نیتروژن کل برگ ابتدا در حضور منبع کود اوره و پس از آن در حضور ورمی‌کمپوست و در آخر در حضور کود گاوی مشاهده شد.



شکل ۳- برهمکنش منابع کود نیتروژن و بازدارنده‌های نیترات‌زایی بر غلظت نیتروژن کاهو

Figure 3- Interaction of nitrogen fertilizer and nitrification inhibitors on lettuce nitrogen concentration

U:اوره، VC: ورمی‌کمپوست، CM: کود گاوی

U: Urea, VC: Vermicompost, CM: Cow Manure

از جمله دلایل جذب بهتر نیتروژن در حضور بازدارنده‌های نیترات‌زایی می‌توان اشاره کرد به توسعه پراکنده‌تر سیستم ریشه‌ای در حضور بازدارنده‌های نیترات‌زایی، جذب نیتروژن به شکل آمونیوم ،زمانی که بازدارنده‌های نیترات‌زایی عرضه می‌شوند، بیشتر از نیترات است و کاهش تلفات نیتروژن به شکل آبشویی اشاره کرد (۳۰).

همچنین از جمله دلایل دیگر که منجر به افزایش جدب نیتروژن در گیاه در اثر کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی می‌شود، می‌توان به جذب تدریجی آمونیوم در مقایسه با نیترات (۱۱)، افزایش نگه‌داشت آمونیوم در خاک‌های تیمار شده با بازدارنده‌های نیترات‌زایی (۴۴) و اثر هم‌افزایی (سینرژیسم) بین آمونیوم و نیترات (۳۱) و افزایش سرعت جذب نیتروژن (۱۴) اشاره کرد.

در راستای نتایج به دست آمده از تحقیق حاضر، برخی محققین اثر بازدارنده‌های نیترات زایی (DCD و DMPP) بر جذب نیتروژن را مورد بررسی قرار داده و مشاهده کردند محتوای بیشتر نیتروژن معدنی خاک در تیمارهای حاوی DMPP و DCD برای رشد و جذب N محصولات مفید بود و جذب نیتروژن توسط گیاه افزایش یافت (۲۸). تاثیر دو بازدارنده نیترات‌زایی DCD و DMPP بر جذب نیتروژن توسط شبدر بررسی و گزارش شده که هر دو بازدارنده نیترات‌زایی موجب افزایش جذب نیتروژن شدند اما تاثیر DMPP در افزایش جذب نیتروژن بیشتر از DCD بوده است (۱۲).

همچنین کایران و پاترا (۲۰۰۲b) به منظور بررسی عملکرد نسبی روغن‌های نعناع و درمنه و روغن دی‌منتول (DMO) به عنوان بازدارنده‌های طبیعی نیترات‌زایی در تنظیم نیتروژن معدنی خاک و عملکرد و تجمع نیتروژن در نعناع ژاپنی آزمایش مزرعه‌ای دو ساله‌ای توسط محققین انجام و مشاهده شد که مواد پوشش‌دهنده مقدار نیتروژن گیاه را در هر دو نرخ کاربرد نیتروژن نسبت به اوره بدون پوشش افزایش دادند (۲۳).

همچنین از علل دیگر افزایش غلظت نیتروژن در برگ‌ها می‌تواند تغییر در نسبت نیتروژن آمونیومی به نیتراتی خاک، در اثر کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی، باشد که در ادامه در این مورد بحث خواهد شد.

تأثیر تیمارهای آزمایشی بر غلظت نیتروژن نیتراتی و آمونیومی در خاک بعد از برداشت کاهو

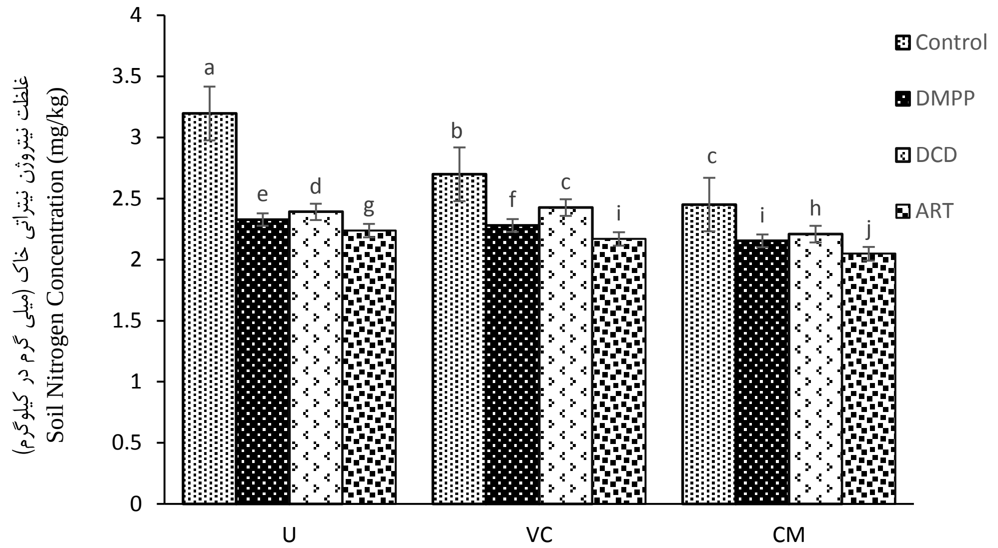
با توجه به تجزیه واریانس مجموع مربعات نیتروژن نیتراتی و آمونیومی در خاک بعد از برداشت کاهو تحت تأثیر تیمارهای آزمایشی روند تغییرات نیتروژن نیتراتی و آمونیومی در تیمارهای آزمایش تقریبا معکوس بود. که این نتایج قابل انتظار است. یکی از اهداف اصلی کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی در خاک‌ها نیز ایجاد همین تغییرات است که نیتروژن آمونیومی برای گیاهان قابل دسترس گردد و آبشویی نیترات کاهش یابد.

نتایج آزمایش نشان می‌دهد که غلظت نیترات و آمونیوم در تیمار کود اوره بیشتر از دو منبع کودی دیگر است (شکل‌های ۴ و ۵). یکی از علل این امر می‌تواند معدنی شدن سریع آن باشد.

همان‌طور که ملاحظه می‌شود کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی بر روی هر سه منبع نیتروژن تأثیر گذاشته و با توقف فعالیت باکتری‌های نیتروزموناس تبدیل آمونیوم به نیترات و متعاقبا غلظت نیترات در خاک را به طور معنی‌داری ($p < ۰٫۰۱$) کاهش داده‌اند. بیشترین و کمترین نیتروژن نیتراتی به ترتیب در تیمارهای U بدون بازدارنده نیترات‌زایی با مقدار ۳/۱۹ و CM+ART با مقدار ۲ میلی‌گرم بر

کیلوگرم مشاهده شد (شکل ۴). همچنین کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی موجب شدند که آمونیوم در خاک برای مدت بیشتر دوام داشته باشد. بیشترین و کمترین نیتروژن آمونیومی به ترتیب در تیمارهای U+ART با مقدار ۱/۵۲ و VC بدون بازدارنده نیترات‌زایی با مقدار ۰/۹۸ میلی‌گرم در کیلوگرم مشاهده شد (شکل ۵).

به طور کلی نتایج این بخش از آزمایش نشان می‌دهد هنگامی‌که کودها با بازدارنده‌های نیترات‌زایی تیمار شده بودند سرعت فرآیند نیترات‌زایی کاهش یافته و نیتروژن نیتراتی خاک به آرامی در دسترس قرار می‌گیرد و نیتروژن بیشتر به فرم نیتروژن آمونیومی در دسترس گیاه است. در این راستا گزارش شده است که کاربرد DMPP به طور معنی‌داری باعث افزایش نیتروژن آمونیومی و کاهش نیتروژن نیتراتی خاک می‌شود (۵۶).

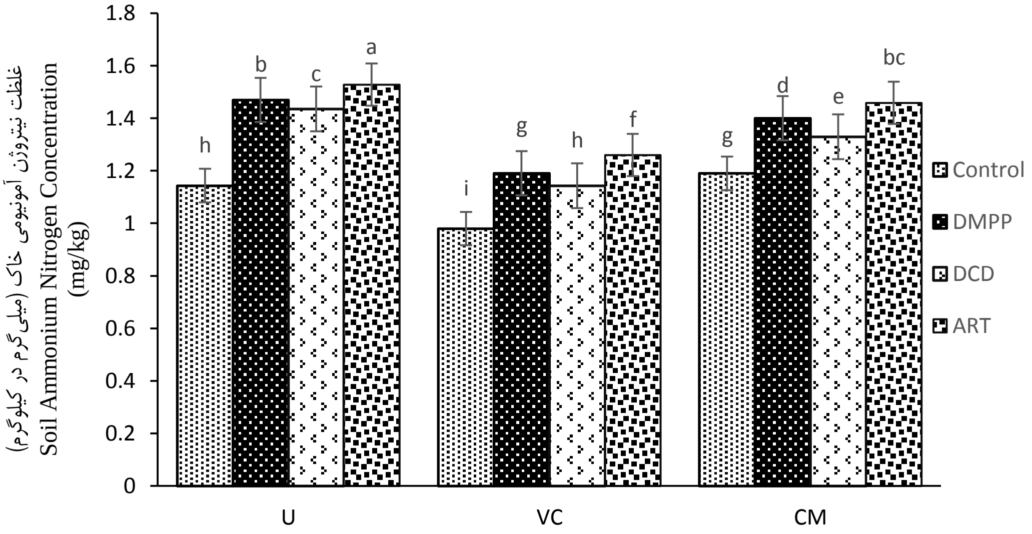


شکل ٤- برهم‌کنش منابع کودی و بازدارنده‌های نیترات‌زایی بر غلظت نیتروژن نیتراتی خاک

Figure 4- The interaction of fertilizer and nitrification inhibitors on nitrate nitrogen in soil

U :اوره، VC: ورمی‌کمپوست، CM: کود گاوی

U: Urea, VC: Vermicompost, CM: Cow Manure



شکل ۵- برهم‌کنش منابع کودی و بازدارنده‌های نیترات‌زایی بر غلظت نیتروژن آمونیومی خاک

Figure 5- Interaction of fertilizer and nitrification inhibitors on soil ammonium nitrogen concentration

U :اوره، VC: ورمی‌کمپوست، CM: کود گاوی

U: Urea, VC: Vermicompost, CM: Cow Manure

همچنین چند تن از محققین اثر بازدارنده‌های نیترات‌زایی DCD و ۴،۲،۱ تریازول را بر روی اشکال نیتروژن موجود در خاک زیر کاشت ذرت بررسی و دریافتند که استفاده از بازدارنده‌های نیترات‌زایی باعث کاهش ۷-۳۲ درصدی نیتروژن نیتراتی و افزایش محتوای نیتروژن آمونیومی خاک به میزان ۱۰تا ۵۹ درصد شدند (۳۵). در این رابطه گزارش شده است که این کاهش سرعت فرآیند نیترات‌زایی در اثر کاربرد DCD مربوط به مهار بخشی از فعالیت باکتری‌های شوره‌ساز توسط این بازدارنده نیترات‌زایی است (۴۵).

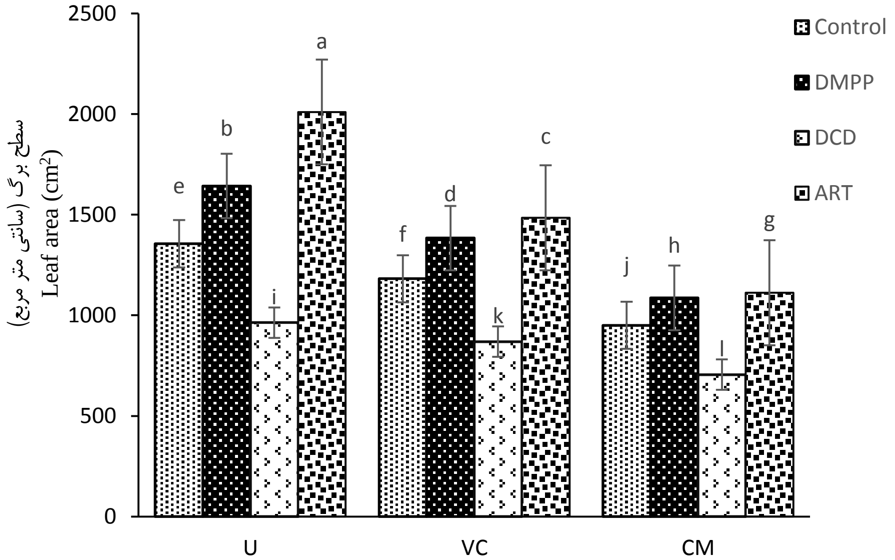
همچنین مواد گیاهی دارویی و معطر به عنوان بازدارنده‌های نیترات‌زایی برای افزایش عملکرد و جذب نیتروژن در نعناع ژاپنی توسط محققین بررسی و گزارش شد که مواد پوشش‌دهنده طبیعی به طور قابل‌توجهی عملکرد و اسانس را در کود نیتروژن در مقایسه با اوره به تنهایی افزایش دادند و همانند DCD در بازدارندگی تشکیل نیترات در خاک موثر بودند. این محققین همچنین اظهار داشتند که درمنه شامل آرتمیسینین و نعناع شامل ترکیبات فنولی و کاروون که دارای خواص ضد میکروبی‌ست، می‌باشند که ممکن است در مهار فعالیت شوره‌سازها موثر باشند (۲۴).

تأثیر تیمارهای آزمایشی بر مقدار سطح برگ گیاه

سطح برگ یک متغیر کلیدی برای مطالعات فیزیولوژیکی شامل رشد گیاه، جذب نور، کارایی فتوسنتزی، تبخیر و تعرق و همچنین پاسخ گیاه به کودها و آبیاری است (۸). بنابراین سطح برگ به شدت رشد و تولید را تحت تاثیر قرار می‌دهد. در محصولات برگی مثل چای، تنباکو و سبزی های برگی، که برگ مهم‌ترین فرآورده اقتصادی است، سطح برگ یک شاخص مستقیم و خوب از عملکرد محصول است (۳۸).

نتایج برهم‌کنش منابع کودی و بازدارنده‌های نیترات‌زایی نشان داد که کاربرد هر دو بازدارنده DMPP و ART موجب افزایش معنی‌دار ($p < ۰/۰۱$) سطح برگ و کاربرد DCD موجب کاهش آن شد. بیشترین سطح برگ در تیمار U+ ART با مقدار ۲۰۱۰/۴ سانتی‌متر مربع و کمترین مقدار آن در تیمار CM+DCD با مقدار ۷۰۴/۹ سانتی‌متر مربع مشاهده شد (شکل ۶).

در تیمار کود اوره بدون بازدارنده نیترات‌زایی (شاهد) سطح برگ ۱۳۵۶/۱ سانتی‌متر مربع بود که با کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی DMPP و ART این مقدار به ترتیب به ۱۶۴۲/۷ و ۲۰۱۰/۴ سانتی‌متر مربع افزایش و با کاربرد بازدارنده نیترات‌زایی DCD به ۹۶۳/۳ سانتی‌متر مربع کاهش یافت. همچنین سطح برگ در تیمار ورمی‌کمپوست بدون بازدارنده نیترات‌زایی (شاهد) ۱۱۸۱/۶ سانتی‌متر مربع بود که این مقدار با کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی DMPP و ART به ترتیب به ۱۳۸۳/۷ و ۱۴۸۴/۷ سانتی‌متر مربع افزایش و با کاربرد بازدارنده نیترات‌زایی DCD به ۸۶۹/۱ سانتی‌متر مربع کاهش یافت.



شکل ٦- اثر متقابل منابع کود نیتروژن و بازدارنده‌های نیترات‌زایی بر سطح برگ گیاه

Figure 6- Interaction of nitrogen fertilizer sources and nitrification inhibitors on leaf area

U :اوره، VC: ورمی‌کمپوست، CM: کود گاوی

U: Urea, VC: Vermicompost, CM: Cow Manure

سطح برگ در تیمار کود گاوی بدون بازدارنده نیترات‌زایی (شاهد) ۹۵۰/۵ سانتی‌متر مربع و در حضور بازدارنده‌های نیترات‌زایی DMPP، DCD و ART در این تیمار کودی به ترتیب ۱۰۸۷/۰۴، ۷۰۴/۹ و ۱۱۱۲/۳ سانتی‌متر مربع بود.

نتایج آزمایش حاضر نشان داد که کاربرد بازدارنده‌های DMPP و ART موجب افزایش سطح برگ در حضور منابع مختلف کود نیتروژن شدند. یکی از علل این امر این است که اساسا نیتروژن به توسط گیاهان به دو فرم نیترات و آمونیوم جذب می‌شود. گیاهان نیترات را بر خلاف شیب غلظت جذب کرده و بنابراین جذب نیترات محتاج انرژی است و بایستی جذب فعال صورت گیرد (۴۲). آمونیوم فرم احیا شده نیتروژن است که جذب آن غیر فعال بوده و نیاز به انرژی ندارد (۴۸). از طرفی مصرف انرژی در آسیمیلاسیون آمونیوم در مقایسه با نیترات کمتر است. بنابراین همانطور که محققین گزارش کردند جذب و ساخت یون‌های آمونیوم در مقایسه با نیترات، به دلیل مصرف انرژی کمتر توسط گیاه، سریع‌تر است. این ذخیره انرژی، که تا ۱۷٪ کل ذخایر کربوهیدرات گیاه گزارش شده، منجر به افزایش میزان ماده خشک تولیدی و به دنبال آن عملکرد برای گیاهانی می‌شود که بخشی از نیتروژن مصرفی آن‌ها به شکل آمونیوم بوده است. بنابراین اگر بخشی از نیتروژن گیاه به فرم آمونیوم به سطح ریشه عرضه شود، عملکرد محصول و سطح برگ افزایش می‌یابد (۷).

از طرفی بازدارنده‌های نیترات‌زایی می‌توانند اکسایش میکروبی NH_4^+ به NO_2^- را به تاخیر بیندازند و بنابراین می‌توانند NH_4^+ را تثبیت کنند و میزان اکسیداسیون NO_2^- تا NO_3^- و NO_3^- در خاک را کاهش دهند (۵۷). همچنین گزارش شده است که در اثر کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی DMPP و DCD فرم اولیه نیتروژن معدنی خاک (نیترات) به آمونیوم تغییر که برای رشد و جذب نیتروژن توسط محصولات مفید است (۲۸).

از طرفی عنوان شده است که با بالا رفتن مصرف کود نیتروژن میزان کلروفیل افزایش و فتوسنتز بهبود می‌یابد (۵۰). این امر منجر به افزایش تقسیم سلولی و اندازه سلول‌ها می‌شود و در نهایت شاخص سطح برگ نیز بیشتر می‌شود.

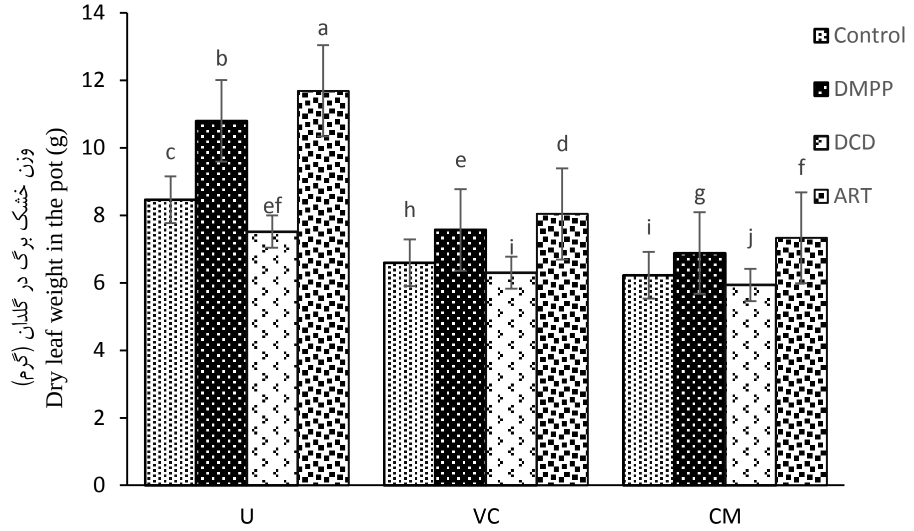
همسو با نتایج مشاهده شده در آزمایش حاضر برخی از محققین تأثیر کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی بر افزایش سطح برگ را نیز مشاهده کردند (۳۹ و ۴۰). همین‌طور گزارش شده است که کاربرد بازدارنده نیترات‌زایی نیتراپیرین منجر به افزایش در ارتفاع گیاه، تعداد برگ، سطح برگ، وزن تازه، وزن خشک و مقدار آب، به دلیل محیط تغذیه مطلوب و جذب بیشتر می‌شوند (۳). همچنین نتایج مشابهی توسط محققین نیز ثبت شده است (۳۲ و ۴۳).

از طرفی نتایج آزمایش کاهش سطح برگ در تیمارهای دریافت‌کننده DCD را نشان داد. این کاهش سطح برگ به علت سوختگی حاشیه برگ‌ها (که در اوخر دوره رشد گیاه مشاهده شد) بود. علت این امر ممکن است به اثر سمیت DCD برگردد. نشانه‌های ناگهانی که اغلب در گیاهان به علت اثر سمیت کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی مختلف مشاهده شده عبارتند از توقف رشد و به دنبال آن کاهش عملکرد ماده خشک، تغییر شکل مورفولوژی ریشه و ساقه همراه با علائم خاص برای سیستم‌های برداشت تحت شرایط مختلف، پیچ‌خوردگی برگ مربوط به کلروز برگ، سوختن برگ در نتیجه نکروز برگ، پیچش ساقه همراه با سیستم ریشه‌ای محدود و غیره است (۱۸). در این راستا برخی از گزارش‌ها حاکی از آن است که برخی از بازدارنده‌های نیترات‌زایی از جمله DCD، ممکن است اثرات سمی بر برخی از گیاهان داشته باشد (۴۱). همچنین گزارش شده است که DCD باعث ایجاد نکروز در شبدر سفید می‌شود (۲۹).

تأثیر منابع نیتروژن و بازدارنده‌های نیترات‌زایی بر وزن خشک برگ

در مورد برهم‌کنش منابع کودی و بازدارنده‌های نیترات‌زایی نتایج آزمایش نشان داد که بازدارنده‌های DMPP و ART باعث افزایش وزن خشک برگ نسبت به تیمار شاهد آن‌ها در حضور هر سه منبع کودی شدند و استفاده از بازدارنده DCD وزن خشک برگ را نسبت به تیمار شاهد کاهش داد و بیشترین و کمترین وزن خشک برگ به ترتیب در تیمارهای U+ ART و CM+DCD مشاهده شد (شکل ۷).

همان‌طور که نتایج نشان داد وزن خشک برگ در تیمار اوره بدون بازدارنده نیترات‌زایی ۸/۴۵ گرم بود که کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی DMPP و ART موجب افزایش این مقدار به ۱۰/۷۹ و ۱۱/۶۸ گرم به ترتیب در تیمارهای DMPP و ART شدند. اما با کاربرد بازدارنده DCD وزن خشک برگ به ۷/۵۱ گرم کاهش یافت. وزن خشک برگ در تیمار ورمی‌کمپوست (بدون بازدارنده نیترات‌زایی) ۶/۵۹ گرم بود که بعد از کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی DMPP و ART وزن خشک برگ به ۷/۵۶ و ۸/۰۴ گرم نسبت به تیمار شاهد افزایش یافت، اما DCD تأثیر منفی بر وزن خشک برگ داشت و موجب کاهش چهار درصدی آن نسبت به تیمار شاهد شد. وزن خشک برگ در تیمار کود گاوی (بدون بازدارنده نیترات‌زایی) ۶/۲۲ گرم بود که کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی DMPP و ART وزن خشک برگ را به ترتیب به ۶/۸۸ و ۷/۹۹ گرم نسبت به تیمار شاهد افزایش دادند. افزایش وزن خشک برگ در اثر کاربرد DMPP و ART به این علت است که این دو بازدارنده موجب افزایش جذب نیتروژن توسط گیاه شده بودند. DCD نیز باعث کاهش وزن خشک برگ نسبت به تیمار شاهد گردید. کاهش وزن خشک در اثر کابرد DCD به علت ظهور علائم سمیت در اثر کاربرد این بازدارنده نیترات‌زایی که در ادامه در این مورد بیشتر توضیح داده خواهد شد.



شکل ۷- برهم‌کنش منابع کود نیتروژن و بازدارنده‌های نیتراتزایی بر وزن خشک برگ در گلدان

Figure 7- Interaction of nitrogen fertilizer sources and nitrification inhibitors on leaf dry weight in pot

U :اوره، VC: ورمی‌کمپوست، CM: کود گاوی

U: Urea, VC: Vermicompost, CM: Cow Manure

توضیح احتمالی برای بازده بالاتر محصولات از کودهای حاوی بازدارنده‌ها کاهش تلفات ناشی از آبشویی و تبخیر، تغذیه گیاه از آمونیوم و همچنین بهبود تامین نیتروژن می‌باشد. هنگامی‌که گیاهان با بازدارنده‌های نیتراتزایی تیمار می‌شوند نیتروژن آمونیومی به میزان بیشتر و برای یک دوره طولانی‌تر زمانی به محصول می‌رسد و در نتیجه مقدار قابل‌توجهی از نیتروژن آمونیومی به جای نیتروژن نیتراتی توسط گیاهان جذب می‌شود (۳۶). مزایایی برای تمایل به تغذیه آمونیوم برشمرده شده است از جمله: گیاهان ممکن است انرژی کمتری را برای جذب آمونیوم نسبت به نیترات، به خصوص در نرخ بالا عرضه آمونیوم، صرف کنند، آمونیوم می‌تواند به‌طور مستقیم برای سوخت و ساز پروتئین‌ها استفاده شود. همچنین آمونیوم تأثیر مثبتی بر سنتز پلی‌آمینها، سیتوکینین‌ها و جیببرلین‌ها دارد که پلی‌آمین‌ها به عنوان پیام ثانویه برای القاء گل عمل می‌کنند. پنجه‌زایی و رشد پنجه در غلات و تعداد بیشتر میوه در محصولات که در اثر تغذیه آمونیوم که منجر به افزایش متابولیسم سیتوکینین می‌شود، دیده شده است (۳۶). آن‌ها همچنین بیان کردند زمانی‌که ذرت و گندم با آمونیوم به جای نیترات تغذیه شده بودند مقدار سیتوکینین در این دو گیاه بالاتر بود. علاوه بر این غلظت بیشتر جیبرلین در شیره آوند چوبی در گیاهانی که با آمونیوم و یا آمونیوم/نیترات به جای نیترات به تنهایی رشد کرده بودند نیز مشاهده شد (۴). مقادیر بیشتر این دو فیتوهورمون که مانع از پیری و در نتیجه تجزیه کلروفیل می‌شود می تواند علت این‌که چرا گیاهانی که با DMPP بارور می شوند، دارای ظاهر بهتر (رنگ سبز تیره) نسبت به گیاهانی که بدون DMPP رشد می‌کنند هستند، را توضیح دهد (۳۶). علاوه بر این، تغذیه از آمونیوم ناشی از کاربرد بازدارنده‌های نیتراتزایی ممکن است pH خاک را در ریزوسفر کاهش دهد که این pH پایین باید در دسترس بودن سایر عناصر غذایی، به خصوص عناصر کم‌مصرف را برای جذب گیاه بهبود بخشد (۳۶). همچنین گزارش شده که تغذیه با آمونیوم در دسترس بودن بعضی از عناصر غذایی، به خصوص آهن را کمی بهبود می‌بخشد (۳۰). اگرچه در تحقیق حاضر آهن اندازه‌گیری نشده بود، اما می‌تواند به رشد و توسعه محصولات کمک کند.

DMPP نه تنها عملکرد محصول را در جو، ذرت و گندم افزایش می‌دهد (۲۷ و ۳۶) بلکه در هویج و کاهو میزان تولید محصول در تیمارهای DMPP به طور معنی‌داری بیشتر از تیمارهای بدون DMPP بود.

در راستای مقایسه اثربخشی DMPP و DCD بر عملکرد، برخی محققین در آزمایشات خود به این نتیجه دست یافتند که DMPP، در مقادیر بسیار کوچک‌تر، دارای اثر مهاری قوی‌تری نسبت به DCD است و اثرات آن بر کارایی کود نیتروژن و افزایش عملکرد حاصل از آن ملموس‌تر از DCD است (۱۵). در عین حالی‌که اثرات DCD و DMPP بر عملکرد محصول ممکن است مشابه است لیکن مقدار مربوطه از ماده فعال مورد نیاز در هر هکتار برای ممانعت کارآمد نیتراتزایی به طور قابل‌توجهی متفاوت است. ظاهرا میزان مصرف تقریبی DCD تقریبا ۱۶ برابر بیشتر از DMPP در واحد نیتروژن است (۳۶). این به وضوح نشان‌دهنده کارایی بالاتر DMPP به عنوان بازدارنده نیتراتزایی در مقایسه با DCD است (۵۷).

در راستای افزایش عملکرد در تیمارهای دریافت‌کننده بازدارنده طبیعی نیترات‌زایی برخی از محققین نعناع و درمنه (را به عنوان بازدارنده طبیعی نیترات‌زایی) و DCD را به همراه کود اوره به کار برده و مشاهده کردند که این مواد پوشش‌دهنده طبیعی به طور قابل‌توجهی عملکرد و اسانس را در مقایسه با اوره به تنهایی افزایش دادند و همانند DCD در بازدارندگی تشکیل نیترات در خاک اثرگذار بودند و در مقایسه با اوره بدون پوشش، عملکرد گیاهان ۶-۸۱٪ افزایش یافت. ایشان همچنین بیان کردند که درمنه آرتمیسینین و نعناع ترکیبات فنولی و کاروون که دارای خواص ضد میکروبی‌اند، که ممکن است در مهار فعالیت شوره‌سازها مؤثر باشند (۲۵).

همچنین نتایج آزمایش حاضر نشان می‌دهد که کاربرد DCD موجب سمیت در گیاهان و کاهش عملکرد شده است. در همین راستا اثرات سمی بازدارنده‌های نیترات‌زایی DCD و DMPP توسط برخی از محققین بر روی شبدر مورد ارزیابی قرار گرفت، آنها به این نتیجه دست یافتند که DCD، باعث تولید اثرات سمی و کاهش عملکرد در شبدر شد. همچنین آنها عنوان کردند که عدم تعادل عناصر غذایی، که منجر به فرایند پیری می‌شود، به صورت کلروز و نکروز در مرز برگ‌ها مشاهده می‌شود (۲۹). همچنین عوارض سمیت در کاهو با اعمال DCD نیز توسط برخی دیگر از پژوهشگران نیز گزارش شده است (۵۷).

نتیجه‌گیری

به‌طور کلی در پژوهش حاضر استفاده از بازدارنده‌های نیترات‌زایی موجب کاهش غلظت نیترات در برگ کاهو و افزایش غلظت نیتروژن برگ شدند. همچنین غلظت نیترات و آمونیوم در خاک پس از برداشت کاهو، با کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی مذکور به ترتیب کاهش و افزایش یافت. کاربرد بازدارنده‌های نیترات‌زایی بر خصوصیات رشدی گیاه نیز تاثیر داشتند و کاربرد دو بازدارنده DMPP و ART موجب افزایش سطح برگ و وزن خشک گیاه و کاربرد بازدارنده DCD، به علت بروز علائم سمیت، موجب کاهش این دو پارامتر شد. همچنین نتایج پژوهش حاضر نشان داد که به طور کلی بازدارنده طبیعی نیترات‌زایی ART نسبت به دو بازدارنده شیمیایی نیترات‌زایی دیگر کارکرد بهتری داشت، و بین دو بازدارنده شیمیایی نیترات‌زایی DMPP نسبت به DCD اثر بهتری بر پارامترهای مورد آزمایش داشت. در آخر نتایج آزمایش نشان داد که استفاده از بازدارنده نیترات‌زایی DCD موجب ایجاد اثرات سمی و به دنبال آن ایجاد ظاهر نامطلوب در گیاهان می‌شود، که این موضوع موجب کاهش بازار پسندی محصول می‌شود.

منابع

1- Abalos D., Jeffery S., Sanz-Cobena A., Guardia G., and Vallejo A. 2014. Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency. Agriculture, Ecosystems & Environment 189: 136-144.

2- Ahmed A.A., Abdel-Baky M.M.H., and Abdel-Aal F.S. 2004. The productivity of jew's mallow plant as influenced by different NK fertilization. Mansoura University Journal of Agricultural Sciences (Egypt).

3- Alderfasi A.A., Aljuaid A.M., Moftah A.E., and Selim M.M. 2015. IRole of Nitrification Inhibitor Combined with Different Nitrogen Sources in Decreasing Injurious Components in Spinach. Advance Plants Agriculture Research 2(6): 10-15.

4- Ali I.E.A., Kafkafi U., Yamaguchi I., Sugimoto Y., and Inanaga S. 1998. Response of oilseed rape plant to low root temperature and nitrate: ammonium ratios. Journal of Plant Nutrition 21(7): 1463-1481.

5- Amberger A., and Vilsmeier K. 1979. Dicyandiamidabbau in Quarzsand und Böden. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 142(6): 778-785.

6- Asing J., Saggar S., Singh J., and Bolan N.S. 2008. Assessment of nitrogen losses from urea and an organic manure with and without nitrification inhibitor, dicyandiamide, applied to lettuce under glasshouse conditions. Soil Research 46(7): 535-541.

7- Beritto D.T., and Kronzucker H.J. 2002. NH_4^+ toxicity in higher plants. Journal Plant Physiology 159: 567-584.

8- Blanco F.F., and Folegatti M.V. 2005. Estimation of leaf area for greenhouse cucumber by linear measurements under salinity and grafting. Scientia Agricola 62(4): 305-309.

9- Bremner J.M., and Mulvaney C.S. 1982. Nitrogen – total. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties 2(1): 595-624.

10- Chapman H.D. 1965. Total exchangeable bases. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.

11- Crawford D.M., and Chalk P.M. 1993. Sources of N uptake by wheat (*Triticum aestivum* L.) and N transformation in soil treated with a nitrification inhibitor (nitrapyrin). Plant and Soil 149: 59-72.

12- Fangueiro D., Fernandes A., Coutinho J., Moreira N., and Trindade H. 2009. Influence of two nitrification inhibitors

(DCD and DMPP) on annual ryegrass yield and soil mineral N dynamics after incorporation with cattle slurry. Communications in Soil Science and Plant Analysis 40: 3387-3398.

13- Gent M.P.N. 2002. Growth and composition of salad greens as affected by organic compared to nitrate fertilizer and by environment in high tunnels. Journal of plant Nutrition 25(5): 981-998.

14-Guillaumes E., and Villar J.M. 2004. Effects of DMPP on growth and chemical composition of ryegrass (*Lolium perenne* L.) raised on calcareous soil. Spanish Journal of Agricultural Research 2: 588-596.

15-Hähndel R., and Zerulla W. 1999, August. Effects of ammonium-stabilized N-fertilizers on yield and quality of vegetables. In International Conference on Environmental Problems Associated with Nitrogen Fertilisation of Field Grown Vegetable Crops 563: 81-86.

16-Haynes R.J. 1986. Uptake and assimilation of mineral nitrogen by plants. Mineral nitrogen in the plant-soil system, 303-378 pp.

17-Imami A. 1996. Explanation of plant decomposition methods, Vol. 1, Technical journal No. 982, Tehran University of Tehran. 110 p. (In Persian)

18-Islam N. 1991. A comparative study of the role of nitrification inhibitors in soil with special attention to their potentials and limitations.

19-Kaffashani A., Riahi M., Entezari M., Hassanzadeh A., Mohabat L., And Torabi A.H. 2013. Comparison of Nitrate content in irrigated vegetables with Zayandeh Rood water and well water. Health Research Journal 9(2): 201-196 (In Persian with English abstract)

20- Keeney D.R.A., and Nelson D. 1982. Nitrogen –inorganic forms. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, (methods of soil an 2), 643- 698pp.

21-Keeney D.R. 1986. Inhibition of nitrification in soils.

22- Kiani Sh. 2010. Use of nitrification inhibitors to increase nitrogen use efficiency, improve the quality of agricultural products and preserve the environment. First congress on fertilizer challenges in Iran. University of Shahr Kord. (In Persian)

23- Kiran U., and Patra D.D. 2002. Influence of natural essential oils and synthetic nitrification inhibitors on crop yield and nitrogen use efficiency in mint (*Mentha arvensis* L.)-mustard (*Brassica juncea* L.) cropping sequence. Journal of the Indian Society of Soil Science 50(1): 64-69.

24- Kiran U., and Patra D. 2003a. Medicinal and aromatic plant materials as nitrification inhibitors for augmenting yield and nitrogen uptake of Japanese mint (*Mentha arvensis* L. Var. Piperascens). Bioresource Technology 86: 267-276.

25- Kiran U., and Patra D.D. 2003b. Influence of natural essential oils and their by-products as nitrification retarders in regulating nitrogen utilization for Japanese mint in sandy loam soils of subtropical central India. Agriculture, Ecosystems & Environment 94(2): 237-245.

26- Leghari S.J., Wahocho N.A., Laghari G.M., HafeezLaghari A., MustafaBhabhan G., HussainTalpur K., Bhutto T.A., Wahocho S.A., and Lashari A.A. 2016. Role of nitrogen for plant growth and development: a review. Advances in Environmental Biology 10(9): 209-219.

27- Linzmeier W., Schmidhalter U., and Gutser R. 2001. Effect of DMPP on nitrification and N losses (nitrate, NH_3, N_2O) from fertilizer nitrogen in comparison to DCD. In VDLUFA-Institution Series Congress (52): 485-488.

28- Liu C., Wang K., and Zheng X. 2013. Effects of nitrification inhibitors (DCD and DMPP) on nitrous oxide emission, crop yield and nitrogen uptake in a wheat-maize cropping system. Biogeosciences 10(4): p.2427.

29- Macadam X.M.B., del Prado A., Merino P., Estavillo J.M., Pinto M., and González-Murua C. 2003. Dicyandiamide and 3, 4-dimethyl pyrazole phosphate decrease N_2O emissions from grassland but dicyandiamide produces deleterious effects in clover. Journal of Plant Physiology 160(12): 1517-1523.

30- Martínez-Alcántara B., Quiñones A., Polo C., Primo-Millo E., and Legaz F. 2013. Use of nitrification inhibitor DMPP to improve nitrogen uptake efficiency in citrus trees. Journal of Agricultural Science 5(2): 10-16.

31- Mengel K., and Kirkby E.A. 2001. Principles of Plant Nutrition. 5th Kluwer Academic of mixed agricultural landuse. Enviromental Pollution 115: 191-204

32- Murugan R.A., Chitraputhirapillai S.W., von Fragstein N.P., and Nanjappan K. 2011. Effects of combined application of biofertilisers with neem cake on soil fertility, grain yield and protein content of black gram (Vigna mungo (L.) Hepper). World Journal of Agricultural Sciences 7(5): 583-590.

33- Olsen S.R., Cola C.V., Watanabe F.S., and Dean C.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U. S Departmene of Agriculture, Cirular, 939pp.

34- Page A.L., Miller R.H., and Keeny D.R. 1982. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties: American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of Aamerica, Madison, WI.

35- Panakova Z., Slamka P., and Lozek O. 2016. Effect of nitrification inhibitors on the content of available nitrogen forms in the soil under maize (*Zea mays* L.) growing. Journal of Central European Agriculture 17(4): 1013-1032.

36- Pasda G., Hähndel R., and Zerulla W. 2001. Effect of fertilizers with the new nitrification inhibitor DMPP (3, 4-dimethylpyrazole phosphate) on yield and quality of agricultural and horticultural crops. Biology and Fertility of Soils 34(2): 85-97.
37- Premuzic Z., Garate A., and Bonilla I. 2000. Production of lettuce under different fertilisation treatments, yield and quality. In Workshop Towards and Ecologically Sound Fertilisation in Field Vegetable Production. 65-72pp.
38- Raper C.D., Smith W.T., and York E.K. 1974. Geometry of tobacco leaves: effect on estimation of leaf area. Tobacco international.
39- Randall G.W., Vetsch J.A., and Huffman J.R. 2003. Corn production on a subsurface-drained mollisol as affected by time of nitrogen application and nitrapyrin. Agronomy Journal 95(5): 1213-1219.
40- Randall G.W., and Vetsch J.A. 2005. Corn production on a subsurface-drained mollisol as affected by fall versus spring application of nitrogen and nitrapyrin. Agronomy Journal 97(2): 472-478.
41- Reeves D.W., and Touchton J.T. 1986. Relative phytotoxicity of dicyandiamide and availability of its nitrogen to cotton, corn, and grain sorghum. Soil Science Society of America Journal 50: 1353-1357.
42- Shariati M., And Madadkar Haghjo M. . Plant physiology: absorption and transfer of material through the membrane. Isfahan University Press. 65 p. (In Persian)
43- Sarkar A., Sarkar S., and Zaman A. 2011. Growth and yield of potato as influenced by combination of organic manures and inorganic fertilizers. Potato Journal 38(1): 25-36.
44- Serna M.D., Banuls J., Quinones A., Primo-Millo E., and Legaz F. 2000. Evaluation of 3, 4-dimethylpyrazole phosphate as a nitrification inhibitor in a Citrus-cultivated soil. Biology and Fertility of Soils 32(1): 41-46.
45- Shamsuzzaman S.M., Hanafi M.M.H., Samsuri A.W., Halimi S.M., Begum M., and Maisarah J.N. 2016. Impact of nitrification inhibitor with organic manure and urea on nitrogen dynamics and N_2O emission in acid sulphate soil. Bragantia 75(1):108-117.
46- Sivasakthy K., and Gnanavelrajah N. 2012. Organic Nitrogen Sources and Nitrification Inhibitors on Leaching and Phyto-Accumulation of Nitrate and Yield of Amaranthus polygamous. World Journal of Agricultural Sciences 8(2): 208-211.
47- Subbarao G.V., Ito O., Sahrawat K.L., Berry W.L., Nakahara K., Ishikawa T., Watanabe T., Suenaga K., Rondon M., and Rao I.M. 2006. Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems—challenges and opportunities. Critical Reviews in Plant Sciences 25(4): 303-335.
48- Taiz L., and Zeiger E. 1991. Plant Physiology The Benjamin. Cummings Redwood City, 565pp.
49- Tate K.R. 1985. Soil phosphorus. In Soil organic matter and biological activity (pp. 329-377). Springer Netherlands.
50- Tilak K.V.B.R., Singh C.S., Roy N.K., and Subba Rao N.S. 1992. Azospirillum brasilense and Azotobacter chrococcum inoculum effect on maize and sorghum. Soil Biology and Biochemistry, 14, pp.417-418.Thind, H., O. Choudhary, R. Guota, and M. Vashista. 2013.
51- Trenkel M.E. 1997a. Improving fertilizer use efficiency controlled realease and stabilized fertilizers in agriculture. Paris International Fertilizer Industry Association.
52- Upadhyay R.K., Tewari S.K., and Patra D.D. 2011. Natural nitrification inhibitors for higher nitrogen use efficiency, crop yield, and for curtailing global warming. Journal of Tropical Agriculture 49: 19-24.
53- 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(1): 29-38.
54- Weiske A., Benckiser G., Herbert T., and Ottow J. 2001. Influence of the nitrification inhibitor 3, 4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) in comparison to dicyandiamide (DCD) on nitrous oxide emissions, carbon dioxide fluxes and methane oxidation during 3 years of repeated application in field experiments. Biology and Fertility of Soils 34(2): 109-117.
55- Xu C., and Zhang F.S. 2005. Role of nitrification inhibitor DMPP (3, 4-dimethylpyrazole phosphate) in NO_3^--N accumulation in greengrocery (*Brassica campestris* L. Ssp. Chinensis) and vegetable soil. Journal of Environmental Sciences 17(1): 81-83.
56- Xu L., Chen H., Xu J., Yang J., Li X., Liu M., Jiao J., Hu F., and Li H. 2014. Nitrogen transformation and plant growth in response to different urea-application methods and the addition of DMPP. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 177(2): 271-277.
57- Zerulla W., Barth T., Dressel J., Erhardt K., von Locquenghien K.H., Pasda G., Rädle M., and Wissemeier A. 2001. 3, 4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP)–a new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture. Biology and Fertility of Soils 34(2):79-84.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 423-437

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۳۷-۴۲۳

Effects of Artificial and Natural Nitrification Inhibitors on Plant Growth Characteristics and Nitrate Uptake by Lettuce

S. Sangsefidi[1]– A. Lakzian[2*]- A. Astaraei[3]- M. Banayan Aval[4]- M. Mazhari[5]
Received: 02-09-2019
Accepted: 17-02-2020

Introduction: Nitrification inhibitors are compounds that slow biological oxidation of ammonium to nitrite by reducing the activity of *Nitrosomonas* bacteria, without affecting the subsequent oxidation of nitrite to nitrate, either by inhibiting or interfering with the metabolism of nitrifying bacteria. The first step of nitrification is inhibited (i.e., the activity of Nitrosomonas bacteria) by the nitrification inhibitors, while the second step for oxidation of nitrite (NO_2^-) to nitrate (NO_3^-) is normally not influenced. In recent years, numerous compounds have been identified and used as nitrification inhibitors, particularly in agricultural soils. They are chemical compounds that slow the *nitrification* of ammonia, ammonium-containing, or urea-containing fertilizers, which are applied to soil as fertilizers, such as thiourea, carbon Sulfide, thioethers, ethylene, 3-amino-1,2,4-triazole, dicyandiamide (DCD), 2-amino-4-chloro-6-methyl pyrimidine, ammonium thiosulphate and 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP). These inhibitors reduce the losses of nitrogen in soil. Some nitrification inhibitors are very effective in the efficiency of the nitrogen fertilizers. Recently, a lot of attention has been paid to nitrification inhibitors from an environmental point of view. Some nitrification inhibitors are very expensive and not economically suitable for land application. Nonetheless, many farmers and researchers apply these compounds for many purposes in some specific places. On the other hand, there are many inexpensive natural nitrification inhibitors such as Artemisia powder, Karanj (*Pongamia glabra*), neem (*Azadrachta indica*) and tea (*Camellia sinensis*) waste which can compete with the artificial nitrification inhibitors such as 3, 4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP), dicyandiamide (DCD) which are very common nitrification inhibitors. Applying 1.5 kg ha^{-1} of DMPP is sufficient to achieve optimal nitrification inhibition. 4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) can significantly shrink nitrate (NO_3) leaching. 4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) may also decrease N_2O emission and the use of DMPP-containing fertilizers can improve yield. The aim of this study was to compare the effect of 3, 4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP), Dicyandiamide (DCD) and powder Artemisia (ART) at the presence of Urea, cow manure and Vermicompost.

Material and Methods: Effects of three nitrification inhibitors, (3, 4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP), Dicyandiamide (DCD) and powder Artemisia (ART)) at the presence of three nitrogen sources (Urea, cow manure and Vermicompost) were investigated in a calcareous soil under lettuce cultivation in a greenhouse condition. The changes in the soil mineral nitrogen (nitrate and ammonium), plant nitrogen, nitrate accumulation in leaves and some of growth characteristics such as lettuce chlorophyll content, leaf area index, leaf dry weight and root dry weight were determined. The experiment was carried out in a completely randomized factorial design with three replications. Soil ammonium and nitrate concentration were measured during the experiment. The growth characteristics of lettuce were also measured at the end of experiment. Nitrogen and nitrate contents were also determined in lettuce leaves.

Results and Discussion: The results of the experiment showed that soil nitrate decreased at the presence of three nitrification inhibitors but the soil nitrogen ammonium increased significantly. Application of nitrification inhibitors also reduced the concentration of nitrate in the lettuce leaves during two harvesting times. Moreover, the nitrogen concentration in the plant increased at the presence of nitrification inhibitors. The application of nitrification inhibitors influenced the plant growth characteristics and changed the lettuce growth characteristics. Chlorophyll content increased significantly in lettuce leaves. Leaf area index, leaf and root dry weight of lettuce increased notably when 3, 4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) and powder Artemisia (ART) nitrification

1, 2 and 3- M.Sc.Graduated in Soil Science, Professor and Associate Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran, respectively.
(*- Corresponding Author Email: alakzian@yahoo.com)
4- Professor, Department of Agronomy, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran
5- Assistant Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Islamic Azad University, Karaj, Iran
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.82678

inhibitors were applied to the soil samples. These growth characteristics, however, reduced significantly when dicyandiamide nitrification inhibitors was applied to the soil samples. In addition, the symptoms of toxicity were observed in lettuce plant when dicyandiamide nitrification inhibitors were applied to the soil samples. In general, the highest efficiency of nitrification inhibitors was recorded at the presence of urea fertilizer source and the greatest efficiency was observed initially for powder Artemisia (ART) and then for 3, 4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) and dicyandiamide, respectively, when urea fertilizer was applied to the soil samples. There was a positive correlation between soil nitrogen content and plant nitrate in the first and second harvest. The correlation between soil ammonium and plant nitrate (in the first and second harvest) and soil nitrate was negative.

Keywords: Nitrification inhibitors, Lettuce, Urea, Cow manure, Vermicompost

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 439-453

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۵۳-۴۳۹

مقاله علمی-پژوهشی

تأثیر فسفر بر عملکرد دانه و شاخص‌های کارآیی فسفر در ارقام زمستانه کلزا در منطقه کرمانشاه

جلال قادری[1*]- فریدون نورقلی پور[2]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۷/۰۸
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۱/۰۶

چکیده

شناسایی رقم‌هایی از گیاهان که به‌صورت کارآمدی بتوانند فسفر خاک را جذب و مصرف کنند، می‌تواند باعث کاهش هزینه مالی و زیست‌محیطی کاربرد کودهای فسفره گردد. لذا به‌منظور مقایسه ارقام زمستانه کلزا ازنظر جذب، مصرف و کارآیی فسفر، این آزمایش به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با دو عامل الف) فسفر (P) در پنج سطح صفر، ۸۰، ۱۶۰، ۲۴۰ و ۳۰۰ کیلوگرم سوپرفسفات تریپل بر هکتار و ب) ارقام کلزا شامل اکاپی، اپرا و زرفام، در سه تکرار و در مزرعه ایستگاه تحقیقاتی ماهیدشت کرمانشاه طی دو سال زراعی اجرا گردید. نتایج نشان داد که اثرات برهم‌کنش مقدار فسفر و ارقام کلزا بر غلظت فسفر برگ، عملکرد دانه، کاه، غلظت و جذب فسفر دانه و شاخص‌های کارآیی بر اساس وزن دانه و جذب فسفر دانه، معنی‌دار بود. با توجه به مقدار فسفر اولیه خاک (۷/۲ میلی‌گرم فسفر بر کیلوگرم خاک) در میانگین دو سال، بیش‌ترین عملکرد دانه و کاه به ترتیب ۳۲۰۳ و ۴۶۱۳ کیلوگرم بر هکتار از مصرف ۳۰۰ کیلوگرم کود سوپرفسفات تریپل بر هکتار و با رقم اکاپی به‌دست آمد. در شرایط کمبود فسفر، تفاوت معنی‌دار بین ارقام ازلحاظ عملکرد دانه، مشاهده نشد. تفاوت معنی‌داری بین سه رقم ازنظر شاخص‌های کارآیی فسفر، مشاهده شد. رقم اپرا کارا در جذب (۰/۸۴) و رقم زرفام کارا در استفاده از فسفر (۱۵۲ کیلوگرم دانه در هر کیلوگرم کود)، ولی رقم اپرا فسفر کارا بود. با توجه به روابط همبستگی با شاخص تنش کمبود فسفر به نظر می‌رسد، فسفر کارآیی ارقام، وابسته به کارآیی در جذب فسفر باشد (R^2 =۰/۴۷۷ **) تا کارآیی در مصرف فسفر (R^2 =۰/۰۷۶ ^{ns}). کارآیی جذب می‌تواند به‌عنوان شاخص کلیدی برای تفکیک ارقام فسفر کارای کلزا در شرایط مزرعه استفاده گردد. کاربرد ارقام اپرا و اکاپی با ۸۰ کیلوگرم کود در شرایط مشابه این آزمایش، قابل توصیه خواهد بود.

واژه‌های کلیدی: استفاده از فسفر، جذب، غلظت فسفر، کارایی، کلزا

مقدمه

گیاه کلزا (*Brassica napus* L.) به دلیل سازگاری با شرایط مختلف و ارزش اقتصادی در مقایسه با غلات، یکی از مهم‌ترین گیاهان دانه روغنی در ایران می‌باشد و محصولی مناسب برای تناوب زراعی با غلات است (۱). عملکرد و کیفیت کلزا بستگی به عوامل محیطی، ژنوتیپ و اثر برهم‌کنشی آن‌ها دارد (۱۵).

پایین بودن سطح حاصلخیزی خاک مخصوصاً کمبود فسفر، از عوامل محدودکننده عملکرد کلزا می‌باشد و کاربرد آن در مراحل اولیه رشد این محصول حیاتی است (۳۴). فسفر دومین عنصر کلیدی ازنظر تغذیه گیاه و ازجمله عناصر مهم در تولید محصول به شمار می‌رود که غلظت آن در گیاه کلزا در مراحل شروع ساقه دهی تا قبل از گلدهی بین ۰/۳۵ تا ۰/۷ درصد متغیر است (۲۲). مقدار نیاز کلزا به فسفر بیش‌تر از گندم است (۲۶). کمبود فسفر باعث محدودشدن رشد اندام هوایی و ریشه شده و مقدار مناسب آن باعث بلوغ زودتر گیاه می‌شود (۲۱). مقدار فسفر قابل‌دسترس در ۵/۲ میلیون هکتار از اراضی قابل‌کشت ایران (۷۰/۲ درصد از اراضی آبی) کم‌تر از ۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم، گزارش‌شده است (۲۹). مطالعات نشان داده است که به دلیل پیچیدگی خواص شیمیایی فسفر در خاک‌های آهکی، کم‌تر از ۲۰ درصد کود فسفره مصرفی توسط گیاه برداشت می‌شود و بقیه آن در خاک تثبیت و یا تغییر شکل یافته و به شکل غیر قابل‌جذب درمی‌آید (۳۰). ثابت‌شده است که جذب اختصاصی فسفر روی کانی‌های با بار متغیر مانند اکسیدهای آهن و آلومینیم و رس‌ها مسئول پایین بودن قابلیت دسترسی به فسفر بومی خاک و فسفر مصرفی به فرم کودهای شیمیایی است (۳). بنابراین کشاورزان برای رسیدن به یک عملکرد مناسب جهت حفظ تولید باید هرسال نسبت

۱- استادیار بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی کرمانشاه، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرمانشاه، ایران
(*- نویسنده مسؤل: Email: ghaderij@yahoo.com)
۲- استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران

DOI: 10.22067/jsw.v34i2.82911

به مصرف مقادیر زیاد کودهای فسفاتی اقدام کنند که بر اساس برخی بررسی‌ها، منابع فسفری که برداشت از آن‌ها اقتصادی است، ممکن است تا سال ۲۰۵۰ به اتمام برسد (۳۰). مصرف بی‌رویه کودهای فسفاته نیز دارای اثرات سوء بر محیط‌زیست می‌باشد (۲). افزایش قیمت کودها و مشکلات زیست‌محیطی، باعث افزایش آگاهی عمومی نسبت به حفاظت از خاک، آب، انرژی و کنترل آلودگی آب‌های زیرزمینی شده است و ایده اصلاح گیاهان ازلحاظ فسفر کارایی به‌جای اصلاح خاک برای حل مشکل کمبود فسفر در خاک‌ها مطرح‌شده است (۱۰). گسترش ارقام زراعی که بتوانند شکل‌های تثبیت‌شده فسفر خاک را به‌طور مؤثرتری مصرف کنند، می‌تواند منجر به کاهش هزینه‌های تولید، ایجاد سیستم‌های زراعی پایدار و حفظ سلامت محیط‌زیست گردد (۲۷). از دیدگاه تغذیه‌ی گیاهی، ژنوتیپ کارا ژنوتیپی است که بتواند فسفر خاک را بیش‌تر محلول کرده و جذب نماید و یا بتواند از فسفر جذب‌شده، برای تولید محصول به نحو مطلوب استفاده نماید (۲۰). تفاوت‌های ژنوتیپی در کارایی فسفر در بسیاری از گیاهان، مطالعه و گزارش‌شده است که اختلاف در عکس-العمل ژنوتیپ‌های مختلف در شرایط کمبود فسفر، ممکن است با تغییر ویژگی‌های مورفولوژی ریشه، کارآیی مکانیسم جذب یون، اسیدی کردن ریزوسفر، وجود آنیون‌های آلی در ترشحات ریشه، حرکت عناصر غذایی از ریشه و آوندها، مصرف عناصر غذایی در متابولیسم و فرآیندهای رشد مربوط باشد (۲۰). فسفر کارایی پدیده‌ای پیچیده است که تحت تأثیر مکانیسم‌های گیاهی دخیل در جذب فسفر از خاک و مصرف فسفر در سطح متابولیسم سلولی، می‌باشد. اینکه کدام‌یک از این عوامل سبب افزایش کارآیی فسفر می‌شود، معلوم نیست و تفاوت‌های زیادی ازنظر اثر هر یک از عوامل ذکرشده بر کارایی فسفر وجود دارد (۲۶). برخی از مطالعات نشان داده‌اند که گیاهان فسفر کارا از طریق ترشح مقادیر زیادی اسیدهای آلی باعث افزایش حلالیت فسفات‌های کم محلول از قبیل فسفات‌های کلسیم می‌شوند (۳۰). گیاهان فسفر کارا برای رشد بهتر دو مکانیسم اصلی را به کار می‌برند که شامل افزایش در جذب فسفر از خاک و افزایش در مصرف فسفر (شامل مکانیسم‌های داخلی در سلول) می‌باشد (۲۴). کارایی جذب در حقیقت توانایی گیاه در استخراج فسفر از خاک در شرایط کمبود فسفر می‌باشد. گیاهان همچنین می‌توانند با استفاده از مکانیسم‌هایی، کارایی استفاده از فسفر را در درون خود بهبود بخشند که درنتیجه آن مقدار بیشتر وزن خشک در هر واحد فسفر جذب‌شده تولید می‌شود. فسفر کارایی ارقام ترکیبی از هر دو مکانیسم کارایی جذب و نیز مصرف فسفر می‌باشد (۲۶). مسئله کلیدی در ارزیابی فسفر کارایی، انتخاب شاخص مناسب ارزیابی است (۳۳). روش‌های مختلفی برای اندازه‌گیری کارایی جذب و استفاده فسفر در نظر گرفته‌شده است (۱۲). اختر و همکاران (۲) گزارش کردند که کارآیی جذب و مصرف فسفر، دو فاکتور مهم در ارزیابی ارقام کلزا هستند. بنا به نظر عزیز و همکاران (۳) و زانگ و همکاران (۳۴)، قابلیت بیشتر در جذب فسفر و تغییر در وضعیت ریشه و نیز ترشحات ریشه، دلیل افزایش کارآیی در ارقام کلزای موردبررسی آن‌ها بود و کارآیی در مصرف یا جابجایی مجدد عناصر در اندام‌های گیاه کلزا، نقش کمتری داشت. آن‌ها هم‌چنین از وزن خشک نسبی اندام هوایی به‌عنوان شاخص کارآیی، استفاده کردند و نشان دادند که تحت شرایط ناکافی فسفر، فسفر کل گیاه و وزن خشک اندام هوایی می‌توانند شاخص‌های مورد اعتمادی برای ارزیابی کارآیی فسفر باشند. گونز و همکاران (۱۱) گزارش دادند که نتایج فسفر کارآیی در شرایط مزرعه‌ای و گلخانه‌ای در گیاه گندم باهم مطابقت نداشت و هیچ همبستگی بین فسفر کارآیی ارقام در دو شرایط مشاهده نشد.

با توجه به موارد اشاره‌شده، به نظر می‌رسد برای افزایش کارآیی فسفر در زراعت کلزا، لازم است، ارقامی انتخاب گردند که کارآیی جذب بیش‌تری داشته و در استفاده از فسفر جذب‌شده مؤثرتر عمل نمایند. با توجه به کمبود فسفر در سطح وسیعی از مزارع کشور و اهمیت شناسایی ارقام فسفر کارا و تحقیقات کم انجام‌شده در این زمینه در ایران و گلخانه‌ای بودن مطالعات قبلی انجام‌شده، این پژوهش به‌صورت مزرعه‌ای اجرا شد. نتایج این تحقیق می‌تواند مشخص نماید که کدام‌یک از ارقام برای تولید یکسان دانه به مقدار کمتری از فسفر نیاز دارد. این امر می‌تواند به‌عنوان یک راهبرد سودمند برای شرایط کمبود فسفر در نظر گرفته شود.

مواد و روش‌ها

این پژوهش شامل مقدار فسفر (P) در پنج سطح صفر، ۸۰، ۱۶۰، ۲۴۰ و ۳۰۰ کیلوگرم بر هکتار از منبع کود سوپرفسفات تریپل و سه رقم کلزا به اسامی اکاپی، اپرا و زرفام در سه تکرار به‌صورت فاکتوریل و در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی، در مزرعه ایستگاه تحقیقاتی ماهیدشت، استان کرمانشاه (مختصات جغرافیایی ۴۶ درجه و ۵۰ دقیقه طول شرقی و ۳۴ درجه و ۱۶ دقیقه عرض شمالی، ارتفاع از سطح دریا ۱۳۸۰ متر و در کیلومتر ۲۰ جاده کرمانشاه به اسلام‌آباد غرب) به مدت دو سال زراعی اجرا شد. متوسط بارندگی ۱۰ ساله‌ی منطقه ۳۳۵ میلی‌متر بود. ارقام کشت‌شده آزادگرده‌افشان بوده و بذرها از موسسه تحقیقات اصلاح و تهیه نهال و بذر، تهیه شد. قبل از کشت از محل اجرای آزمایش یک نمونه مرکب خاک (Fine, Mixed, Thermic Vertic Calcixerepts) از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری تهیه و برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن اندازه‌گیری گردید که نتایج آن در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک محل انجام آزمایش قبل از کشت

Table 1- Some physical and chemical properties of soil

بافت خاک Soil texture	مس قابل‌استفاده گیاه (Cu)	منگنز قابل‌استفاده گیاه (Mn)	روی قابل‌استفاده گیاه (Zn)	آهن قابل‌استفاده گیاه (Fe)	پتاسیم قابل‌استفاده گیاه (K)	فسفر قابل‌استفاده گیاه (P)	کربن آلی (OC)	نیتروژن (N)	کربنات کلسیم (TNV)	هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر) EC ($dS\ m^{-1}$)	پ-هاش pH
	میلی‌گرم بر کیلوگرم ($mg\ kg^{-1}$)						درصد (%)				
SC	1.2	6	0.7	5.2	290	7.2	0.84	0.08	17	0.6	7.8

در نمونه خاک، بافت به‌روش هیدرومتری بویکاس (۸)، کربن آلی به روش والکلی و بلک (۳۱)، pH گل اشباع به‌وسیله الکترود شیشه‌ای مک لین (۱۹)، هدایت الکتریکی عصاره اشباع با دستگاه هدایت سنج به روش بلک و همکاران (۶)، فسفر قابل‌جذب با روش اولسن (۲۱)، آهن، روی، منگنز و مس با عصاره‌گیر DTPA به‌روش لیندسی و نورول (۱۷) عصاره گیری و با دستگاه جذب اتمی قرائت شدند. این تحقیق در خاکی انجام شد که مقدار فسفر قابل‌جذب آن پایین‌تر از حد بحرانی برای گیاه کلزا (۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود (۱۴). تمامی تیمارهای فسفر همراه با ۳۰ کیلوگرم بر هکتار کود سولفات روی و نیز یک‌سوم کود نیتروژنه (۱۰۰ کیلوگرم در هکتار اوره) هنگام کاشت مصرف و به‌وسیله دیسک با خاک مخلوط شدند. مابقی کود اوره در دو مرحله ساقه رفتن (۱۲۰ کیلوگرم بر هکتار اوره) و اوایل گلدهی (۱۰۰ کیلوگرم بر هکتار اوره) به‌صورت سرک مورداستفاده قرار گرفتند.

هر کرت آزمایشی دارای مساحت ۱۲ مترمربع بود و شامل ۱۲ خط کاشت به طول ۵ متر و فاصله ردیف‌ها و بوته‌ها به ترتیب ۲۰ و ۵ سانتی‌متر بود. کشت با دستگاه کارنده وینتر اشتایگر و مقدار بذر مصرفی ۸ کیلوگرم بر هکتار بود. آبیاری با استفاده از سیستم آبیاری بارانی (کلاسیک ثابت) انجام شد و کلاس آب آبیاری C3- S1 بود. سایر عملیات زراعی مانند تنک کردن، بر اساس نیاز انجام شد. در پاییز برای مبارزه با علف‌های هرز باریک برگ از سم سوپرگالانت به مقدار یک لیتر در هکتار و در اوایل بهار برای مبارزه با علف‌های هرز پهن‌برگ از سم لونترل به مقدار یک لیتر در هکتار، استفاده شد. در مرحله خروج از روزت و ابتدای ساقه دهی، نمونه برگ مقارن با مرحله رشدی ۱۸ از کد دورقمی رشد کلزا (۷) تهیه شد (کامل‌ترین برگ از بالا) و غلظت فسفر آن اندازه‌گیری شد. پس از پایان دوره رسیدگی، مقدار عملکرد دانه، کاه، غلظت فسفر در دانه و جذب فسفر دانه (حاصل‌ضرب عملکرد دانه در غلظت فسفر دانه) اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری غلظت فسفر، نمونه‌های دانه پس از شستشو با آب مقطر، در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد با آون خشک و توسط آسیاب برقی پودر شدند. سپس مقدار ۰/۵ گرم از نمونه آسیاب شده به روش هضم مرطوب روی اجاق الکتریکی در دمای ۲۰۰ الی ۳۰۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده و فسفر به روش طیف‌سنجی (رنگ زرد مولیبدات وانادات) و با دستگاه اسپکتروفتومتر در طول‌موج ۴۷۰ نانومتر (۳۲) اندازه‌گیری شد. تجزیه‌وتحلیل آماری نتایج با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS و مقایسه میانگین‌ها از طریق آزمون چند دامنه‌ای دانکن انجام گرفت. در این بررسی، شاخص‌های کارآیی استفاده از فسفر، جذب فسفر و فسفر کارایی ارقام با استفاده از فرمول‌های زیر محاسبه شد.

جذب فسفر[1] دانه (کیلوگرم فسفر در هکتار) = حاصل‌ضرب غلظت فسفر (کیلوگرم فسفر در کیلوگرم دانه) و عملکرد دانه (کیلوگرم دانه در هکتار).

شاخص کارایی استفاده از فسفر[2] (کیلوگرم دانه با هر کیلوگرم فسفر) = نسبت عملکرد دانه (کیلوگرم در هکتار) به جذب فسفر دانه در تیمار مربوطه (کیلوگرم فسفر در هکتار) (۲۶). نشان دهندهٔ تولید ماده خشک گیاهی به ازای واحد فسفر جذب‌شده می‌باشد و رقمی که بتواند فعالیت‌های متابولیکی خود را در غلظت پایین فسفر تنظیم نماید و ماده خشک بیشتری نسبت به واحد فسفر جذب‌شده تولید نماید رقم کارا در مصرف فسفر شناخته می‌شود. هرچه مقدار این شاخص بیشتر باشد نشان می‌دهد که مقدار بیشتری دانه به ازای هر واحد فسفر جذب‌شده در دانه تولیدشده است.

شاخص کارآیی در جذب فسفر[3] (کیلوگرم بر کیلوگرم) = نسبت جذب فسفر دانه در تیمار شاهد (کیلوگرم فسفر در هکتار) به جذب فسفر دانه در تیمار کود فسفاته (کیلوگرم فسفر در هکتار) (۲۴). هر چه مقدار این شاخص در رقم کلزا بیشتر باشد نشان می‌دهد که مقدار جذب در شرایط تنش کمبود فسفر و شرایط فراهمی فسفر به هم نزدیک‌تر است.

شاخص فسفر کارآیی[4] (بدون واحد) = نسبت عملکرد دانه در تیمار شاهد (کیلوگرم دانه در هکتار) به عملکرد دانه در تیمار کود

1- Phosphorus uptake
2- Phosphorus utilization efficiency= PUTE
3- P acquisition efficiency= PACE
4- P efficiency= PE

فسفره (کیلوگرم دانه در هکتار) (۲۴). هرچه مقدار این شاخص در یک رقم کلزا بیشتر باشد آن رقم قادر است در شرایط کمبود نیز مقدار دانه نزدیک به شرایط فراهمی فسفر تولید نماید.

و شاخص تنش فسفر[1] بر اساس عملکرد دانه (GW=grain weight) تعیین شد (۲). افزایش مقدار این شاخص نشان می‌دهد رقم کلزا به مقدار بیشتری تحت تأثیر تنش کمبود فسفر است.

$$PSF = (GW\ P_{fertilized} - GW\ P0)\ (Kg\ ha^{-1})\ /\ GW\ P_{fertilized}\ (Kg\ ha^{-1})$$

نتایج و بحث

همان‌گونه که در جدول ۲ مشاهده می‌گردد اثر سال بر کلیه شاخص‌های اندازه‌گیری شده، غیر از عملکرد کاه، معنی‌دار بود. این امر ممکن است مربوط به تفاوت میانگین بارندگی، میانگین حداقل و حداکثر دما، دوره‌های بروز تنش سرمای زیر ۵- درجه و مدت‌زمان آن و مطابقت آن با دوره‌های حساس رشدی کلزا در دو سال اجرای آزمایش باشد.

عملکرد دانه و کاه

تجزیه واریانس مرکب دوساله نتایج نشان داد که اثر اصلی مقدار فسفر بر عملکرد دانه و کاه در سطح یک درصد معنی‌دار گردید (جدول ۲). بین ارقام ازلحاظ عملکرد دانه، تفاوت معنی‌داری وجود نداشت (جدول ۳). ارقام کلزای اکاپی، زرفام و اپرا در سطح فسفر صفر به ترتیب ۲۷۹۴، ۲۷۵۴ و ۲۸۱۴ کیلوگرم بر هکتار دانه تولید نمودند که تفاوت آن‌ها با یکدیگر در این سطح فسفر معنی‌دار نبود. این امر نشان می‌دهد هر سه رقم در مقدار فسفر اولیه خاک (۷/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به‌صورت تقریباً مشابهی ازلحاظ تولید دانه عمل نمودند. اگرچه مقدار کاه تولیدی در این سطح در رقم اپرا به‌صورت معنی‌داری بیش‌تر از رقم اکاپی بود. مقایسه میانگین نتایج نشان داد که با مصرف فسفر، شاخص‌های مذکور افزایش معنی‌داری داشت، به‌طوری‌که بیش‌ترین عملکرد دانه و کاه به ترتیب ۳۱۹۴ و ۴۴۷۱ کیلوگرم بر هکتار از سطح ۳۰۰ کیلوگرم کود فسفاته حاصل شد که تفاوت آن با شاهد (بدون کاربرد کود فسفر دار)، معنی‌دار گردید. با افزایش مقدار کاربرد فسفر در خاک از سطح صفر به ۸۰ کیلوگرم در هکتار کود، مقدار عملکرد دانه در دو رقم اکاپی و اپرا افزایش معنی‌دار یافت (به‌ترتیب ۹/۴ و ۹/۳ درصد) ولی در رقم زرفام تفاوت معنی‌دار نبود (افزایش ۶/۳ درصد). در هیچ‌یک از سه رقم کلزا در این سطح فسفر (۸۰ کیلوگرم بر هکتار)، عملکرد کاه نسبت به شاهد، افزایش معنی‌دار نیافت (جدول ۴). افزایش عملکرد دانه به دلیل مصرف کود ممکن است ناشی از پایین بودن مقدار فسفر قابل‌جذب اولیه در خاک باشد که پایین‌تر از حد بحرانی فسفر برای گیاه کلزا بود. کورکماز و التینتاش (۱۶) نیز در بررسی خود بر روی ارقام زمستانه کلزا، کاهش وزن خشک ریشه و اندام هوایی را در خاکی با مقدار ۳/۵ میلی‌گرم فسفر بر کیلوگرم خاک، مشاهده نمودند که این امر نشان‌دهنده اهمیت فسفر برای رشد اندام هوایی و نیز ریشه گیاه کلزا می‌باشد. در بررسی‌های دیگر انجام‌شده نیز کاهش رشد و علائم کمبود فسفر را در گیاه کلزا و در خاک‌هایی با فسفر اولسن کم‌تر از ۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک، مشاهده نمودند (۲۸ و ۳۴). در بررسی نایت و همکاران (۱۴)، گیاه کلزا در خاک‌هایی با مقدار فسفر کم‌تر از ۱۶-۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم به کاربرد کود فسفره واکنش نشان داد که این امر وابسته به مکان و نوع رقم متفاوت بود. در کلیه سطوح فسفر کاربردی، نسبت دانه به کاه، بیش‌تر از تیمار شاهد بدون فسفر بود و به‌صورت میانگین بیش‌ترین مقدار مربوط به سطح ۳۰۰ کیلوگرم کود بود ولی تفاوت بین تیمارهای فسفر مصرفی باهم، معنی‌دار نگردید (جدول ۳). رقم اکاپی بیش‌ترین نسبت دانه به کاه را تولید نمود. در این رقم بیش‌ترین مقدار نسبت دانه به کاه از سطح ۲۴۰ کیلوگرم کود حاصل شد درصورتی‌که در دو رقم دیگر از سطح ۳۰۰ کیلوگرم کود به‌دست آمد (جدول ۴). با توجه به عدم معنی‌داری نسبت دانه به کاه در سطوح بالاتر مصرف کود، سطح بهینه مصرف، می‌تواند مقدار ۸۰ کیلوگرم بر هکتار کود باشد. به نظر می‌رسد در رقم اپرا در زمان کمبود فسفر مقدار بیش‌تر انرژی گیاه برای تولید کاه نیز استفاده‌شده است. به دلیل این‌که هدف در تولید برخی از محصولات زراعی ازجمله کلزا تولید دانه بیشتر است لذا نسبت دانه به کاه نیز در این محصول‌ها دارای اهمیت است و برای محاسبه کارایی ارقام از بابت فسفر از مقدار تولید دانه به‌جای بیوماس کل گیاه استفاده می‌گردد (۲۶).

تجزیه واریانس مرکب دوساله نتایج نشان داد که اثر متقابل رقم و مقدار فسفر بر عملکرد دانه و کاه در سطح پنج درصد معنی‌دار گردید (جدول ۲) و بیش‌ترین عملکرد دانه از رقم اکاپی و سطح ۳۰۰ کیلوگرم بر هکتار کود فسفاته حاصل شد. این تیمار بیش‌ترین عملکرد کاه را نیز داشت و کم‌ترین عملکرد به سطح شاهد رقم زرفام تعلق داشت (جدول ۴). اگرچه کلزا عموماً به کمبود فسفر حساس است، اما بررسی‌ها نشان داده که رقم‌های مختلف حساسیت متفاوتی دارند. چن و همکاران (۹) افزایش معنی‌دار عملکرد دانه و کاه و به‌تبع آن عملکرد روغن را در اثر مصرف فسفر در مقایسه با تیمار شاهد بدون مصرف فسفر گزارش کردند. رابطه همبستگی بین عملکرد دانه و کاه در مطالعه فعلی، مثبت و معنی‌دار بود ($R^2 = ۰/۳۵^{**}$).

1- P stress factor = PSF

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس مرکب (میانگین مربعات) تأثیر مقدار فسفر و رقم بر عملکرد، غلظت و شاخص‌های کارآیی فسفر در کلزا

Table 2- Combined analysis of variance (Mean squares) for effect of phosphorus on grain yield and phosphorus efficiency indices in canola cultivars

منبع Source	درجه آزادی df	Grain yield (kg ha^{-1}) عملکرد دانه	Straw yield (kg ha^{-1}) عملکرد کاه	Grain/Straw نسبت دانه به کاه	Phosphorus concentration in grain (%) غلظت فسفر دانه	Phosphorus concentration in leaf (%) غلظت فسفر برگ	Phosphorus efficiency کارایی فسفر	Phosphorus use efficiency (Kg GW kg^{-1}P) کارایی استفاده از فسفر	Phosphorus uptake (Kg P ha^{-1}) جذب فسفر	Phosphorus uptake efficiency کارایی جذب فسفر
تکرار (Replication)	2	8489.09^{ns}	40678.18^{ns}	0.001^{ns}	0.002^{ns}	0.003^{ns}	0.001	68.02^{ns}	0.551^{ns}	0.006^{ns}
رقم (cultivar)	2	7721.1^{ns}	73292.98^{ns}	0.004^{ns}	0.008**	0.010**	0.005*	623.94**	6.242*	0.032 **
فسفر (Phosphorus)	4	426734.71 **	217564.27 **	0.006**	0.039**	0.009**	0.010**	1868.80**	103.477**	0.046**
رقم*فسفر (cultivar* Phosphorus)	8	34083.06**	107111.03 **	0.002*	0.007**	0.002*	0.004*	301.23**	5.260**	0.008*
سال (Year)	1	82810.00**	36401.11^{ns}	0.011**	0.206**	0.227**	0.032**	9361.56**	139.378**	0.094**
رقم*سال (cultivar*Year)	2	125132.23 **	21101.11^{ns}	0.005*	0.014**	0.003**	0.002*	806.41**	1.499^{ns}	0.002^{ns}
فسفر*سال (Phosphorus*Year)	4	55200.47**	72487.22^{ns}	0.001^{ns}	0.002*	0.002*	0.006**	51.94^{ns}	8.250**	0.010*
فسفر*رقم*سال (Cultivar*Phosphorus*Year)	8	50695.50**	43333.06^{ns}	0.001^{ns}	0.002**	0.002*	0.006**	103.07**	1.299^{ns}	0.002^{ns}
خطا (Error)	58	10359.35	29145.69	0.001	0.001	0.001	0.001	29.94	1.463	0.003

ns, **, *: به ترتیب غیر معنی‌دار، معنی‌دار در سطح یک و پنج درصد

No significantly different, significantly different at 1 and 5% probability level, respectively.

جدول ۳- مقایسه میانگین اثر ساده فسفر بر عملکرد، غلظت و شاخص‌های کارآیی فسفر در ارقام کلزا

Table 3- Mean comparison results for main effect of phosphorus on grain yield and phosphorus efficiency indices in canola cultivars

مقدار کود فسفر Fertilizer (kg TSP ha^{-1})	Grain yield (kg ha^{-1}) عملکرد دانه	Straw yield (kg ha^{-1}) عملکرد کاه	Grain/Straw نسبت دانه به کاه	Phosphorus concentration in grain (%) غلظت فسفر دانه	Phosphorus concentration in leaf (%) غلظت فسفر برگ	Phosphorus efficiency فسفر کارایی	Phosphorus use efficiency (Kg GW kg^{-1}P) کارایی استفاده از فسفر	Phosphorus uptake (Kg P ha^{-1}) جذب فسفر	Phosphorus uptake efficiency کارایی جذب فسفر
0	2787^{c}	4171^{c}	0.669^{b}	0.619^{d}	0.471^{d}	-	163^{a}	17.2^{d}	-
80	3021^{b}	4342^{b}	0.695^{a}	0.681^{c}	0.503^{bc}	0.925^{a}	149^{b}	20.5^{c}	0.846^{a}
160	3038^{b}	4368^{ab}	0.696^{a}	0.691^{c}	0.489^{c}	0.921^{a}	146^{b}	21.0^{c}	0.827^{a}
240	3064^{b}	4378^{ab}	0.698^{a}	0.717^{b}	0.516^{ab}	0.911^{a}	140^{c}	21.9^{b}	0.790^{b}
300	3194^{a}	4471^{a}	0.715^{a}	0.742^{a}	0.528^{a}	0.874^{b}	136^{d}	23.7^{a}	0.732^{c}
Mean	3021	4346	0.695	0.69	0.501	0.91	147	20.86	0.799
رقم Cultivar									
Okapi	3039^{a}	4297^{b}	0.708^{a}	0.692^{a}	0.517^{a}	0.903^{b}	146^{b}	21.0^{a}	0.798^{b}
Opera	3007^{a}	4350^{ab}	0.691^{b}	0.705^{a}	0.505^{a}	0.924^{a}	143^{c}	21.2^{a}	0.84^{a}
Zarfam	3016^{a}	4396^{a}	0.687^{b}	0.673^{b}	0.481^{b}	0.896^{b}	152^{a}	20.4^{b}	0.763^{c}
Mean	3021	4348	0.696	0.69	0.501	0.91	147	20.8	0.8

در هر ستون اعداد دارای حروف مشابه، اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد ندارند.

In each column, numbers with similar letters, not significantly different at 5% level

جدول ٤- مقایسه میانگین اثر متقابل مقدار فسفر و ارقام کلزا بر عملکرد، غلظت و شاخص‌های کارآیی فسفر

Table 4- Mean comparison results for interaction effects of phosphorus on grain yield and phosphorus efficiency indices in canola cultivars

Cultivar رقم	Fertilizer (Kg TSP ha^{-1}) مقدار کود فسفر	Grain yield (kg ha^{-1}) عملکرد دانه	Straw yield (kg ha^{-1}) عملکرد کاه	Grain/Straw نسبت دانه به کاه	Phosphorus concentration in grain (%) غلظت فسفر دانه	Phosphorus concentration in leaf (%) غلظت فسفر برگ	Phosphorus efficiency کارایی فسفر	Phosphorus use efficienc (Kg GW kg^{-1}P) کارایی استفاده از فسفر	Phosphorus uptake (Kg P ha^{-1}) جذب فسفر	Phosphorus uptake efficiency کارایی جذب فسفر
اکاپی Okapi	0	2794^fg	4046^f	0.693^bcd	0.625^cd	0.483^ab	-	161^ab	17.4^fg	–
	80	3056^abcd	4244^cdef	0.719^ab	0.705^abc	0.502^ab	0.915^abcd	143^bcd	21.5^bcd	0.817^ab
	160	2990^bcde	4220^def	0.708^abc	0.725^ab	0.520^ab	0.938^abc	139^cd	21.7^abc	0.808^ab
	240	3154^abc	4364^bcde	0.724^ab	0.683^abc	0.535^a	0.886^abcd	146^bcd	21.7^abc	0.805^ab
	300	3203^a	4613^a	0.695^bc	0.717^ab	0.547^a	0.874^cd	141^cd	22.9^ab	0.763^bc
زرفام Zarfam	0	2754^g	4133^ef	0.664^cd	0.585^d	0.442^b	-	173^a	16.0^g	–
	80	2927^defg	4355^bcde	0.673^cd	0.653^bcd	0.500^ab	0.941^ab	156^abc	19.0^def	0.850^a
	160	3142^abc	4517^ab	0.698^bc	0.630^cd	0.463^ab	0.879^bcd	159^ab	19.8^cde	0.815^ab
	240	3073^abcd	4482^abc	0.684^bcd	0.740^a	0.480^ab	0.898^abcd	136^d	22.6^ab	0.713^cd
	300	3184^ab	4494^ab	0.708^abc	0.757^a	0.522^ab	0.865^d	134^d	24.1^a	0.672^d
اپرا Opera	0	2814^efg	4335^bcde	0.650^d	0.647^bcd	0.487^ab	-	155^bc	18.2^efg	-
	80	3078^abcd	4427^abcd	0.692^bcd	0.683^abc	0.508^ab	0.919^abcd	147^bcd	21.1^bcd	0.872^a
	160	2981^cdef	4363^bcde	0.683^bcd	0.718^ab	0.483^ab	0.945^ab	140^cd	21.4^bcd	0.857^a
	240	2966^cdef	4317^bcde	0.687^bcd	0.722^ab	0.523^a	0.950^a	139^cd	21.4^bcd	0.852^a
	300	3196^a	4307^bcde	0.743^a	0.753^a	0.515^ab	0.882^bcd	133^d	24.1^a	0.760^bc
ضریب تغییرات CV (%)		3.6	3.9	4.2	3.9	5	3.8	3.7	5.9	6.72
میانگین Mean		3021	4348	0.69	0.69	0.501	0.908	147	20.9	0.859

*در هر ستون اعداد دارای حروف مشابه، اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد ندارند.

In each column, numbers with similar letters, not significantly different at 5% level

غلظت فسفر در برگ و دانه و جذب فسفر در دانه

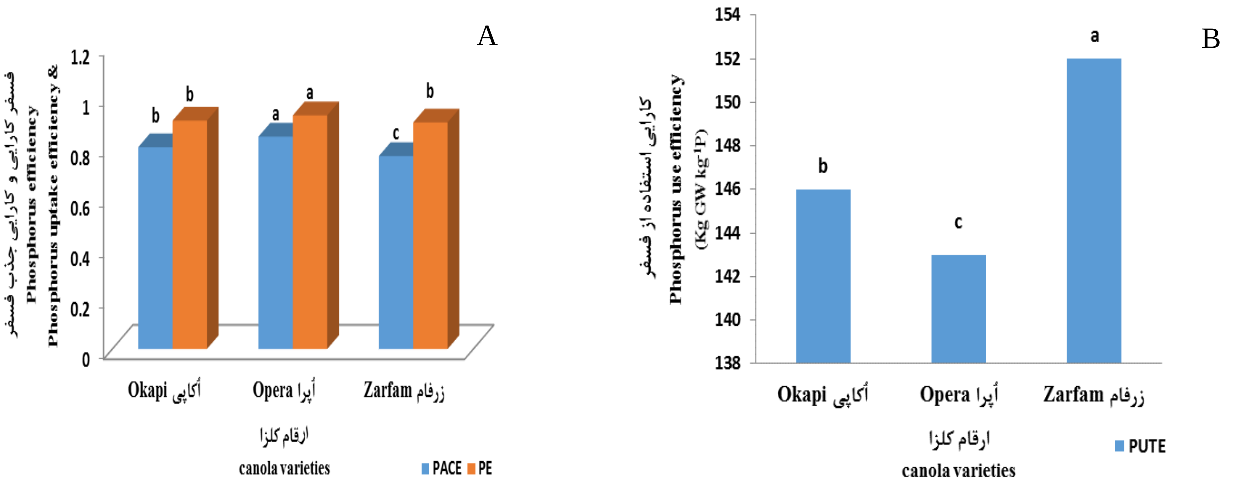
نتایج جدول تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی مقادیر کاربرد فسفر بر غلظت فسفر برگ و نیز غلظت فسفر دانه در سطح یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۲). کاربرد فسفر باعث افزایش غلظت فسفر برگ و نیز غلظت و جذب فسفر دانه ارقام کلزا شد و ازلحاظ آماری اختلاف معنی‌داری در سطح پنج درصد بین مقادیر کود فسفاته مصرفی وجود داشت (جداول ۳ و ۴). هم در برگ کلزا و هم در دانه، غلظت فسفر رقم زرفام (۰/۴۸۱ درصد) به‌صورت معنی‌داری در سطح یک درصد کمتر از دو رقم دیگر بود (۰/۵۰۵ و ۰/۵۱۷ درصد به ترتیب در ارقام اپرا و اکاپی). جذب در دانه نیز روندی مشابه این در ارقام داشت و در دو رقم اپرا و اکاپی (به ترتیب ۲۱/۲ و ۲۱ کیلوگرم بر هکتار) بیش‌تر از رقم زرفام بود (۲۰/۳ کیلوگرم بر هکتار). در بررسی اثرات متقابل، بیش‌ترین غلظت فسفر برگ در رقم اکاپی و با کاربرد ۳۰۰ کیلوگرم بر هکتار کود به‌دست آمد (۰/۵۴۷ درصد) و کم‌ترین آن مربوط به تیمار شاهد رقم زرفام بود (۰/۴۴۲ درصد). در درون هر یک از ارقام، کاربرد فسفر باعث افزایش معنی‌دار غلظت فسفر برگ نسبت به شاهد آن رقم نشد. تنها اختلاف معنی‌دار بین شاهد رقم زرفام (۰/۴۴۲ درصد) و تیمار ۲۴۰ و ۳۰۰ کیلوگرم کود در ارقام اکاپی و اپرا وجود داشت. در دانه بیش‌ترین مقدار غلظت فسفر با کاربرد ۳۰۰ کیلوگرم بر هکتار کود فسفاته در رقم زرفام به‌دست آمد (۰/۷۵۷ درصد) که اختلاف آن نسبت به تیمار شاهد این رقم معنی‌دار بود. در رقم اکاپی کاربرد سطح ۱۶۰ کیلوگرم کود دارای اختلاف معنی‌دار با تیمار شاهد این رقم بود. در رقم زرفام سطح ۲۴۰ کیلوگرم کود دارای اختلاف معنی‌دار با شاهد بود و در رقم اپرا سطح ۳۰۰ کیلوگرم کود دارای اختلاف معنی‌دار با شاهد این رقم بود. کم‌ترین غلظت فسفر دانه مربوط به تیمار شاهد رقم اکاپی بود (۰/۶۲۵ درصد). بیش‌ترین مقدار جذب فسفر دانه مربوط به سطح ۳۰۰ کیلوگرم کود در ارقام زرفام و اپرا بود (۲۴/۱ کیلوگرم بر هکتار) و کم‌ترین آن مربوط به تیمار شاهد رقم زرفام (۱۶ کیلوگرم بر هکتار) بود. در رقم اکاپی سطح ۸۰ کیلوگرم کود دارای اختلاف معنی‌دار با شاهد این رقم ازلحاظ جذب فسفر دانه بود. در رقم زرفام نیز این وضعیت برای سطح ۸۰ کیلوگرم کود وجود داشت، درحالی‌که اختلاف سطح کودی ۸۰ و ۱۶۰ کیلوگرم معنی‌دار نبود. اختلاف ۲۴۰ کیلوگرم کود با آن‌ها معنی‌دار بود. در رقم اپرا اختلاف سطح ۸۰ کیلوگرم کود با شاهد ازلحاظ جذب فسفر دانه معنی‌دار بود، ولی بین سطوح ۸۰، ۱۶۰ و ۲۴۰ کیلوگرم اختلاف غیر معنی‌دار بود. سطح ۳۰۰ کیلوگرم کود در این رقم با کلیه سطوح این رقم دارای اختلاف معنی‌دار بود. افزایش غلظت فسفر در گیاه را می‌توان پاسخ به کود فسفاته با توجه به پایین بودن مقدار فسفر قابل‌جذب خاک (پایین‌تر از حد بحرانی) نسبت داد.

تفاوت‌های ژنتیکی در جذب فسفر ممکن است مربوط به اختلاف ژنوتیپ‌ها در کارآیی جذب عناصر غذایی از خاک و تفاوت در تبدیل عناصر جذب‌شده برای تولید ماده خشک گیاه باشد. بین غلظت فسفر برگ و غلظت فسفر دانه، همبستگی معنی‌داری وجود نداشت (R^2 = ۰/۱۱ ^{ns}). بین غلظت فسفر برگ و جذب فسفر دانه نیز ارتباط معنی‌داری مشاهده نشد (R^2 =۰/۰۱ ^{ns}).). بین غلظت فسفر برگ و عملکرد دانه نیز ارتباط معنی‌دار نبود(R^2 = ۰/۱ ^{ns}). این نتایج نشان می‌دهد که بر اساس مقدار فسفر برگ در مرحله خروج از روزت، پیش‌بینی مقدار غلظت فسفر دانه و یا عملکرد دانه کلزا مقدور نخواهد بود. روند مشابه این بین غلظت فسفر دانه و عملکرد دانه وجود داشت (R^2 =۰/۰۳ ^{ns}).

شاخص‌های کارآیی فسفر

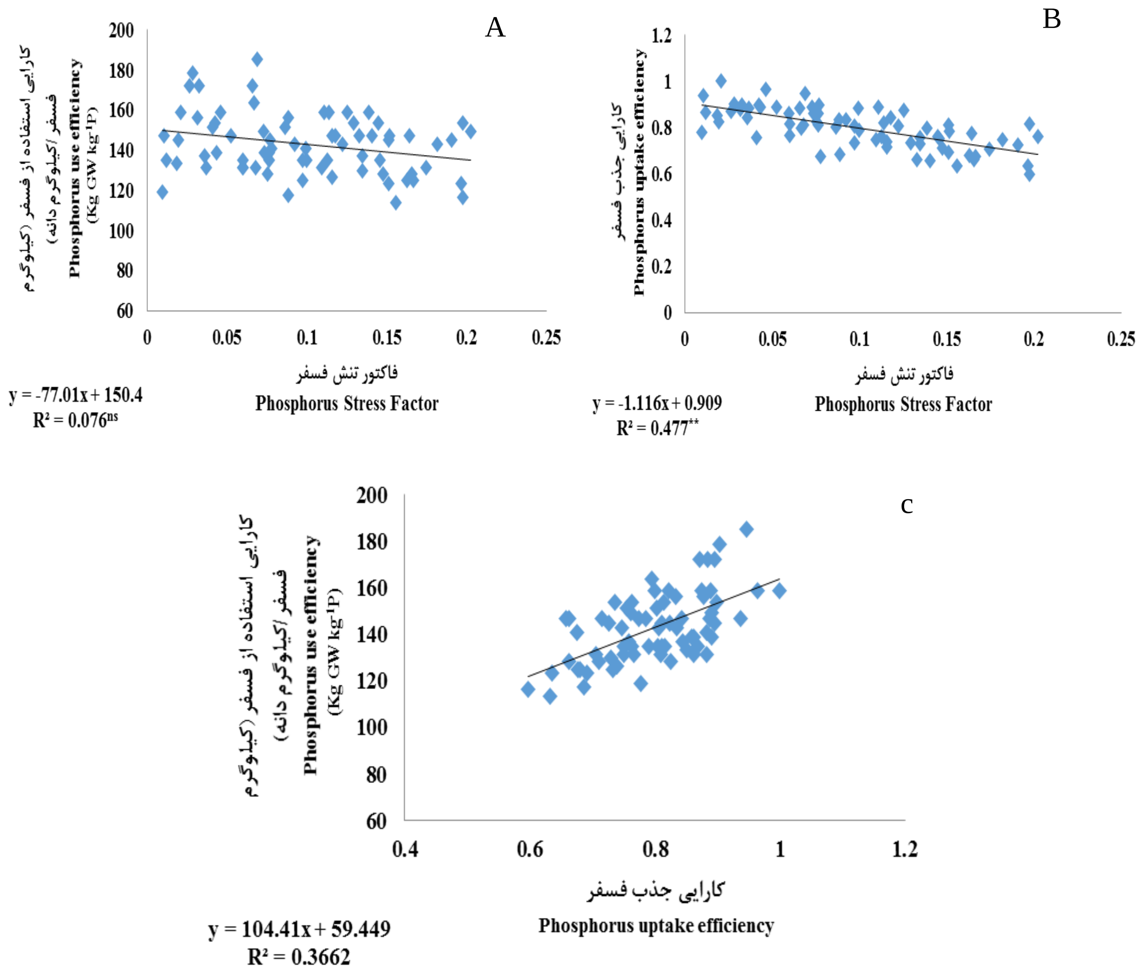
کارآیی جذب فسفر

نتایج جدول تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان داد که اثر اصلی دو تیمار و اثر متقابل تیمارهای مقدار فسفر و نوع رقم کلزا بر شاخص کارایی جذب فسفر دانه به ترتیب در سطح یک، یک و پنج درصد معنی‌دار بود. بیش‌ترین مقدار کارآیی جذب با کاربرد ۸۰ کیلوگرم بر هکتار کود سوپرفسفات تریپل حاصل شد که تفاوت آن با سطح ۱۶۰ کیلوگرم کود معنی‌دار نبود، ولی در این دو سطح به‌صورت معنی‌داری بیش‌تر از سطوح ۲۴۰ و ۳۰۰ کیلوگرم کود بود. بزرگ‌تر بودن این شاخص در سطح ۸۰ کیلوگرم کود نسبت به سطوح دیگر نشان می‌دهد که مقدار جذب در این سطح به مقدار جذب در تیمار شاهد (بدون فسفر) نزدیک‌تر است. در کلیه ارقام با افزایش مقدار کود فسفاته مصرفی، کارآیی جذب فسفر کاهش یافت، چراکه وقتی تأمین یک عنصر غذایی زیاد می‌شود، دیگر عناصر غذایی می‌توانند عامل محدودکننده شوند (۴). در بین ارقام کلزای موردمطالعه، اختلاف معنی‌داری در سطح یک درصد ازلحاظ کارآیی جذب فسفر وجود داشت. به‌طوری‌که در شرایط کمبود فسفر، رقم اپرا با ۰/۸۴ توانایی بالایی در جذب فسفر داشت و کاراتر از دو رقم دیگر بود (جدول ۳ و شکل1A). در رقم اکاپی بین سطوح فسفر کاربردی ازلحاظ کارآیی جذب فسفر تفاوت معنی‌دار در سطح ۵ درصد وجود نداشت. در رقم زرفام بین سطوح فسفر ۸۰ و۱۶۰ کیلوگرم کود، تفاوت غیر معنی‌دار، ولی این دو سطح با سطوح دیگر، تفاوت معنی‌دار داشتند. در رقم اپرا تفاوت ۳ سطح ۸۰، ۱۶۰ و ۲۴۰ کیلوگرم کود باهم غیر معنی‌دار بود. اختلافات ژنتیکی بین ارقام گیاهی ازلحاظ جذب به‌عنوان مهم‌ترین فاکتور تعیین‌کننده در کارایی گزارش‌شده که به ویژگی‌های مورفولوژیک و فیزیولوژیک ریشه وابسته است (۲۸).



شکل ۱– تفاوت بین ارقام کلزا از نظر شاخص های کارایی در جذب، فسفر کارایی (A) و کارایی مصرف فسفر (B)

Figure 1- Differences between canola cultivars in terms of phosphorus uptake efficiency (PACE), phosphorus efficiency (A) and phosphorus use efficieny (B)



شکل ۲– روابط همبستگی بین کارایی جذب و کارایی مصرف فسفر و شاخص تنش فسفر در گیاه کلزا

Figure 2- Correlation between phosphorus uptake efficiency and phosphorus utilization efficiency and P stress factor in canola

اختر و همکاران (۲) نشان دادند که ارقام کارای کلزا، تغییرات مورفولوژی (افزایش انشعابات ریشه، نسبت ریشه به شاخساره، طول مؤثر ریشه و تارهای کشنده) و فیزیولوژی ریشه (ترشح پروتون، آنیون‌های اسیدهای آلی و فسفاتازها) را برای جذب بیش‌تر فسفر و تولید زیست‌توده به کار بردند. در مطالعات عزیز و همکاران (۲) و زانگ و همکاران (۳۳) در شرایط تنش کمبود فسفر، کارآیی در جذب و تغییرات مورفولوژی ریشه و ترشحات ریشه دلیل افزایش کارآیی در ارقام کلزای موردبررسی آن‌ها بود نه کارآیی در مصرف یا جابجایی مجدد عناصر در اندام گیاه. در مطالعه کنونی، بیش‌ترین مقدار کارآیی جذب فسفر با ۰/۸۷ در سطح ۸۰ کیلوگرم کود فسفاته و به رقم اپرا تعلق داشت. کارآیی جذب فسفر بیشترین همبستگی را با فسفر کارآیی داشت (** R^2 =۰/۴۶۵). مطابق نتایج (شکل 2B) شاخص تنش کمبود فسفر (PSF) دارای همبستگی منفی و معنی‌دار با کارآیی جذب فسفر بود (** R^2 =۰/۴۷۷)، ولی مقدار همبستگی این شاخص با شاخص کارآیی مصرف فسفر غیر معنی‌دار بود (ns R^2 =۰/۰۷۶). این امر نشان می‌دهد که در ارقام مورداستفاده در این آزمایش نیز همانند مطالعات سایر محققان، کارآیی در جذب نقش بیش‌تری در فسفر کارآیی و کاهش تنش کمبود فسفر دارد و کارآیی مصرف فسفر در مرحله بعد قرار دارد (۲، ۱۳ و ۳۳).

کارآیی استفاده از فسفر

نتایج تجزیه واریانس مرکب نتایج نشان داد که اثر اصلی مقدار فسفر و نوع رقم بر کارآیی استفاده از فسفر دانه در سطح یک درصد معنی‌دار گردید (جدول ۲). مقایسه میانگین نتایج نشان داد که با مصرف فسفر این شاخص کاهش یافت و بیش‌ترین مقدار آن در تیمار شاهد با ۱۶۹ کیلوگرم دانه برای هر کیلوگرم فسفر و کم‌ترین مقدار آن در سطح ۳۰۰ کیلوگرم کود فسفاته مصرفی حاصل شد. این نتیجه با نتایج سپهر و همکاران (۲۰۰۹) در غلات مطابقت داشت که گزارش کردند با افزایش کود فسفاته در خاک آهکی با فسفر قابل‌دسترس پایین، کارآیی مصرف فسفر کاهش یافت. متوسط شاخص کارآیی مصرف فسفر ۱۴۷ کیلوگرم دانه برای هر کیلوگرم فسفر بود و بین ارقام ازلحاظ کارآیی مصرف فسفر، اختلاف معنی‌دار بود که در این شرایط، رقم زرفام با ۱۵۲ کیلوگرم دانه برای هر کیلوگرم فسفر توانایی بالایی در استفاده از فسفر داشت و کاراتر از سایر ارقام بود (جدول ۳ و شکل 1B). این امر می‌تواند به این دلیل باشد که کارآیی مصرف فسفر عمدتاً به توانایی و متابولیسم گیاهی در مصرف فسفر، مربوط می‌باشد. پس از زرفام رقم اکاپی و در انتها رقم اپرا قرار داشت. در بررسی اثرات متقابل، بیش‌ترین مقدار کارآیی استفاده از فسفر در رقم زرفام و در تیمار شاهد بدون فسفر حاصل شد (۱۷۳ کیلوگرم دانه برای هر کیلوگرم کود فسفر) که با تیمار شاهد رقم اکاپی اختلاف معنی‌دار آماری نداشت، ولی اختلاف آن با تیمار شاهد رقم اپرا معنی‌دار بود و تیمار شاهد رقم اپرا کم‌تر از تیمار شاهد دو رقم دیگر بود. این نتیجه نشان می‌دهد که در شرایط کمبود فسفر رقم زرفام برای تولید هر کیلوگرم دانه مقدار کیلوگرم فسفر کم‌تری مصرف نموده است. در مطالعات هو و همکاران (۱۵) در شرایط گلخانه‌ای نیز در شرایط کمبود فسفر، کارآیی استفاده از فسفر در گیاه فسفر کارا کم‌تر از گیاه فسفر ناکارا بود.این نتایج مؤید آن است که فسفر کارآیی در کلزا مربوط به توسعه بهتر سیستم ریشه و جذب مؤثر فسفر است (۱۳). ویژگی‌های گیاهی که در مقابله با کمبود فسفر سبب افزایش کارآیی استفاده از فسفر می‌شود عبارت‌اند از انتقال مجدد عنصر، استفاده از مسیرهای یا آنزیم‌های غیر وابسته به فسفر، اصلاح مسیر متابولیسم کربن و حفظ فسفر درون‌سلولی می‌باشند (۵) و تفاوت‌های زیادی ازنظر اثر هر یک از عوامل ذکرشده بر کارآیی فسفر وجود دارد. اختر و همکاران (۲) در ارزیابی کارآیی مصرف فسفر ارقام گیاهی کلزا بیان کردند که کارآیی مصرف فسفر به رقم و سطوح فسفر وابسته است. به‌طوری‌که با مصرف فسفر، کارآیی مصرف فسفر ارقام دو برابر کاهش نشان داد که اشاره بر این دارد که ارقام گیاهی موردمطالعه به ازای هر واحد فسفر جذب‌شده ماده خشک کم‌تری تولید کردند. رابطه همبستگی بین کارآیی مصرف فسفر و شاخص تنش فسفر وجود نداشت (منفی و غیر معنی‌دار ns R^2 =۰/۰۷۶) (شکل 2A) ولی رابطه همبستگی مثبت و معنی‌داری (** R^2 =۰/۳۶۶) بین کارآیی جذب فسفر و کارآیی مصرف فسفر وجود داشت (شکل 2C) و رابطه همبستگی بین کارآیی استفاده از فسفر و نیز شاخص فسفر کارآیی معنی‌دار نبود (ns R^2 =۰/۱).

فسفر کارآیی

نتایج تجزیه واریانس مرکب نتایج نشان داد که اثر اصلی مقدار فسفر و نوع رقم و اثر متقابل دو تیمار بر شاخص فسفر کارآیی در سطح یک درصد معنی‌دار گردید (جدول ۲). مقایسه میانگین اثرت اصلی نتایج نشان داد که با مصرف فسفر، این شاخص نیز کاهش یافت و بیش‌ترین مقدار آن در تیمار ۸۰ کیلوگرم کود سوپرفسفات تریپل در هکتار حاصل شد. اختلاف بین سطوح ۸۰، ۱۶۰ و ۲۴۰ کیلوگرم باهم معنی‌دار نبود. متوسط شاخص فسفر کارآیی در شرایط کمبود فسفر ۰/۹۱ بود و بین ارقام ازلحاظ فسفر کارآیی اختلاف معنی‌دار در سطح یک درصد وجود داشت که در این شرایط، رقم اپرا با مقدار ۰/۹۲۴ کاراتر از دو رقم دیگر بود (جدول ۳ و شکل1C). در رقم اپرا کارایی جذب فسفر و نیز فسفر کارایی آن بیشتر بود. هم‌چنین تجزیه واریانس مرکب نتایج نشان داد که اثر برهم‌کنش رقم و مقدار

فسفر بر شاخص فسفر کارآیی در سطح یک درصد معنی‌دار گردید. در رقم اکاپی بیش‌ترین مقدار فسفر کارآیی در سطح ۱۶۰ کیلوگرم کود حاصل شد. تفاوت بین سطوح در این رقم معنی‌دار نگردید. در رقم زرفام بیش‌ترین فسفر کارایی در سطح ۸۰ کیلوگرم کود حاصل شد و اختلاف آن با سطح ۳۰۰ کیلوگرم کود معنی‌دار بود. در رقم اپرا بیش‌ترین مقدار فسفر کارآیی از سطح ۲۴۰ کیلوگرم کود حاصل شد که اختلاف آن با سطوح ۸۰ و ۱۶۰ کیلوگرم کود غیر معنی‌دار و با ۳۰۰ کیلوگرم کود معنی‌دار بود (جدول ۴).

طبق بررسی‌های انجام‌گرفته ریشه رقم فسفر کارا در شرایط تنش کمبود فسفر، بلندتر بوده و ریشه‌های مویین جانبی متراکم‌تر، همراه با تعداد بیش‌تری انشعاب است (۱۸). این عوامل ممکن است باعث توسعه بهتر سیستم ریشه‌ای و جذب مؤثرتر فسفر شود. این امر سبب افزایش غلظت فسفر در گیاه و درنهایت تولید زیست‌توده بیش‌تر می‌شود. به‌هرحال، فسفر کارایی پدیده‌ای پیچیده است که تحت تأثیر مکانیسم‌های گیاهی دخیل در جذب فسفر از خاک و مصرف فسفر در سطح متابولیسم سلولی بوده و به محیط رشد گیاه و اشکال شیمیایی فسفر در خاک نیز وابسته می‌باشد (۱۸). نوع منبع فسفر نیز ممکن است فسفر کارایی ارقام را تحت تأثیر قرار دهد(۲۳). همان‌گونه که در قسمت‌های قبل بیان شد رابطه همبستگی بین فسفر کارآیی و کارآیی جذب فسفر معنی‌دار ($R^2 =$ ۰/۴۶۵**) و در مورد کارآیی مصرف فسفر این رابطه غیر معنی‌دار گردید ($R^2 =$ ۰/۱^{ns}). این امر نشان می‌دهد که فسفر کارایی این ارقام بیشتر وابسته به توانایی آن‌ها در جذب فسفر بوده و توانایی تولید دانه به ازای فسفر جذب‌شده نقش کمتری دارد. رابطه بین شاخص تنش فسفر و غلظت فسفر برگ و نیز غلظت فسفر دانه در این مطالعه معنی‌دار نگردید.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که ارقام اپرا و اکاپی در سطح ۸۰ کیلوگرم فسفر، عملکرد بهینه دانه را نسبت به تیمار شاهد و تیمارهای دیگر فسفر، تولید نمودند. در رقم زرفام بیش‌ترین عملکرد دانه از سطح ۱۶۰ کیلوگرم کود حاصل شد ولی تفاوت آن با سطح ۸۰ کیلوگرم معنی‌دار نشد، ولی تفاوت ۱۶۰ کیلوگرم این رقم با شاهد معنی‌دار بود. لذا در این رقم کاربرد ۱۶۰ کیلوگرم کود برای شرایط مشابه قابل توصیه است. البته تفاوت عملکرد دانه تیمار ۸۰ کیلوگرم کود در دو رقم اکاپی و اپرا با تیمار ۱۶۰ کیلوگرم کود در رقم زرفام حدود ۷۵ کیلوگرم بود. مقدار ۷۵ کیلوگرم دانه کلزا با قیمت ۳۴۳۰ تومان، معادل ۲۵۷ هزار تومان درآمد ایجاد خواهد نمود و هزینه ۸۰ کیلوگرم کود معادل ۱۷۶ هزارتومان هزینه خواهد داشت که تفاوت آن‌ها ۸۱ هزار تومان شده و نسبت فایده به هزینه ۰/۴۶ خواهد بود. لذا ازلحاظ برآورد اقتصادی، کاربرد ارقام اپرا و اکاپی با ۸۰ کیلوگرم کود در شرایط مشابه این آزمایش قابل توصیه خواهد بود و مصرف مازاد کود فسفره باعث افزایش معنی‌دار عملکرد دانه نخواهد شد. کارآیی استفاده از فسفر رقم زرفام برتر از دو رقم دیگر بود، ولی ازلحاظ کارآیی جذب فسفر و فسفر کارآیی رقم اپرا برتر از دو رقم دیگر بود. لذا به نظر می‌رسد با توجه به همبستگی معنی‌دار شاخص تنش فسفر و شاخص کارایی جذب فسفر در سه رقم کلزا، شاخص کارایی جذب فسفر شاخص مهم‌تری نسبت به کارآیی مصرف فسفر بوده و می‌تواند به‌عنوان یک شاخص کلیدی برای تفکیک ارقام کلزا از ارقام ناکارا در شرایط مزرعه مورداستفاده قرار گیرد. با توجه به تفاوت سه رقم کلزا ازلحاظ واکنش به فسفر لازم است در توصیه‌های کودی، نوع رقم کلزا نیز در نظر گرفته شود. به دلیل هزینه بالای کودهای شیمیایی و خطرات زیست‌محیطی ناشی از مصرف مازاد این کودها می‌توان گفت که گسترش ارقام کارا می‌تواند یک شیوه بسیار مؤثر در بهبود رشد و نمو گیاهان و کاهش مصرف کودهای شیمیایی فسفاته باشد.

منابع

1- Agricultural Ministry of Iran .2018. Agricultural statistics 2017. Office of statistics and information technology, bureau of agricultural statistics and information technology statistics, Ministry of Agriculture, retrieved February 23, 2018, from http://amar.maj.ir/Portal/File/ShowFile.aspx?ID=e0b180a1-71de-4f1e-8798-531dd0f3132f.

2- Akhtar M.S., Oki Y., and Adachi, T. 2009. Mobilization and acquisition of sparingly soluble P sources by Brassica Cultivars under P Starved Environment: I. Differential growth response, P efficiency characteristics and P remobilization. Journal of Integrative Plant Biology 51(11): 1008-1023.

3- Aziz T., Ahmed I., Farooq M., Maqsood M.A., and Sabir M. 2011. Variation in phosphorus efficiency among Brassica cultivars I: Internal utilization and phosphorus remobilization. Journal of Plant Nutrition 34(13): 2006-2017.

4- Balcha A. 2014. Effect of phosphorus rates and varieties on grain yield, nutrient uptake and phosphorus efficiency of Tef [(*Eragrostis tef*(Zucc)] Trotter. American Journal of Plant Sciences 5: 262- 267.

5- Balemi1 T., and Negisho K. 2012. Management of soil phosphorus and plant adaptation mechanisms to phosphorus stress for sustainable crop production: a review. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 12 (3): 547-561.

6- Black C.A., Evans D.D., and Dinauer R.C. 1965. Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 653-708.
7- Bleiholder H., Weber E., Lancashire P., Feller C., Buhr L., Hess M., and Klose R. 2001. Growth stages of mono- and dicotyledonous plants, BBCH Monograph. Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry, 150 pp.
8- Bouyoucos G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. Agronomy Journal 54(5): 464-465.
9- Chen G., Nian F.Z., Xu F.S., and Wang Y. H. 2005. Effect of boron and molybdenum on yield and quality of two rapeseed cultivars. Plant Nutrition and Fertilizer Science 11: 243-247. (In Chinese)
10- Erkovan H.I., Güllap M.K., Daşçi M., and Koç A. 2010. Effects of phosphorus fertilizer and phosphorus solubilizing bacteria application on clover dominant meadow: I. Hay yield and botanical composition. Turkish Journal of Field Crops 15(1): 12-17.
11- Gunez a., Inal A., Alpaslan M., and Cakmak I. 2006. Genotypic variation in phosphorus efficiency between wheat cultivars grown under greenhouse and field conditions. Soil Science and Plant Nutrition 52(4): 470- 478.
12- Hammond J.P., Broadley M.R., White P.J., King G.J., Bowen H.C., Hayden R., and Spracklen W.P. 2009. Shoot yield derives phosphorus use efficiency in Brassica oleracea and correlates with root architecture traits. Journal of experimental botany 60(7): 1953-1968.
13- Hu Y., Ye Ye X., Shi L., Duan H., and Xu F. 2010. Genotypic differences in root morphology and phosphorus uptake kinetics in Brassica napus under low phosphorus supply. Journal of Plant Nutrition 33(6): 889-901.
14- Knight S., Morris N., Goulding K.W.T., Johnston A.E., Poulton P. R., and Philpott H. 2014. Identification of critical soil phosphate (P) levels for cereal and oilseed rape crops on a range of soil types. (HGCA Project Report No. 529). 74pp. HGCA/AHDB, Stoneleigh, UK.
15- Korkmaz K., Ibrikci H., Karnez E., Buyuk G., Ryan J., Ulger A.C., and Oguz H. 2009. Phosphorus Use Efficiency of Wheat Genotypes Grown in Calcareous Soils. Journal of Plant Nutrition 32(12): 2094–2106.
16- Korkmaz K., and Altıntaş Ç. 2016. Phosphorus Use Efficiency in Canola Genotypes. Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology 4(6): 424-430.
17- Lindsay W. L., and Norvell W. A. 1978. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Science Society of America Journal 42: 421-428.
18- Liu Y., Mi G., Chen F., Zhang J., and Zhang F. 2004. Rhizosphere effect and growth of two maize (*Zea mays* L.) genotypes with contrasting p efficiency at low p availability. Plant Science 167: 217-223.
19- McLean, E. 1982. Soil pH and lime requirement. In: Klute A. (Ed.). Methods of Soil Analysis- Part 2. Chemical and Microbiological properties. Agronomy Monograph, 9.2, pp. 199-224.
20- Nourgholipour F., Mirseyed Hosseini H., Tehrani M.M., Motesharezadeh B., and Moshiri F. 2017. Comparison of phosphorus efficiency among spring oilseed rape cultivars in response to phosphorus deficiency. New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science 46: 54-71. doi:10.1080/01140671.2017.1343192.
21- Olsen S. R., Cole C. V., Watanabe F. S., and Dean L. A. 1954. Estimation of available phosphorus in
22- Orlovius K. 2003. Oilseed rape. Fertilizing for High Yield and Quality, Bulletin 16. Retrieved February 23, 2016, from https://www.ipipotash.org/udocs/No%2016%20Oilseed%20rape.pdf.
23- Osborne L.D., and Rengel Z. 2002. Screening cereals for genotypic variation in efficiency of phosphorus uptake and utilization. Australian Journal of Agricultural Research 53(3): 295-303.
24- Ozturk L., Eker S., Torun B., and Cakmak I. 2005. Variation in phosphorus efficiency among 73 bread and durum wheat genotypes grown in a phosphorus-deficient calcareous soil. Plant and Soil 269: 69-80.
25- Rose T. J., Rengel Z., Ma Q., and Bowden J.W. 2007. Differential accumulation patterns of phosphorus and potassium by canola cultivars compared to wheat. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 170(3): 404-411.
26- Rose T.J., and Wissuwa M. 2012. Rethinking internal phosphorus utilization efficiency: a new approach is needed to improve PUE in grain crops. Advances in Agronomy 116:185-217.
27- Sepehr E., Malakouti M.J., Kholdebarin B., Samadi A., and Karimian N. 2009. Genotypic variation in P efficiency of selected Iranian cereals in greenhouse experiment. International Journal of Plant Production 3: 17-28.
28- Shi T., Zhao D., Li D., Wang N., Meng J., Xu F., and Shi, L. 2012. *Brassica napus* root mutants insensitive to exogenous cytokinin show phosphorus efficiency. Plant and Soil 358(1): 61-74.
29- Tehrani M.M., Balali M.R., Moshiri F., and Daryashenas A. 2012. Recommendation and the estimation of mineral fertilizers in Iran: Challenges and Solutions. Research of Soil 26(2): 123-144.
30- Vanc C., Uhde-Stone C., and Allan D.L. 2003. Phosphorus acquisition and use: Critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. New Phytologist 157: 423-447.
31- 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(1): 29-38.
32- Westerman R.L. 1990. Soil Testing and Plant Analysis. 3rd edition. American Society of Agronomy and Soil Science of America, Madison, Wisconsin.
33- Zhang H. W., Huang Y., Xiang-Sheng Y., and Fang-Sen X. 2008. Evaluation of phosphorus efficiency in rapeseed

(*Brassica napus* L.) recombinant inbred lines at seedling stage. Acta Agronomica Sinica 34(12): 2152-2159.
34- Zhang H., Huang Y., Ye X., Shi L., and Xu F. 2009. Genotypic differences in phosphorus acquisition and the rhizosphere properties of *Brassica napus* in response to low phosphorus stress. Plant and Soil 320(1-2): 91-102.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 439-453

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۵۳-۴۳۹

Effects of Phosphorus on Grain Yield and Phosphorus Efficiency Indices in Canola Cultivars in Kermanshah Region

J. Ghaderi[1]*- F. Nourgholipour[2]
Received: 30-09-2019
Accepted: 25-03-2020

Introduction: Due to the compatibility of canola with different conditions, economic value, its price and importance of rotation with cereals, it has the highest level of cultivation area among the oilseed crops in Iran. Phosphorus (P) deficiency is a widespread macronutrient deficiency and is one of the major limiting constraints for canola production. Despite its importance, it limits crop yield on more than 40% of the world's arable land and 70.2% in Iran. Moreover, global P reserves are being depleted at a higher rate and according to some estimates, there will be no economic P reserve by the year 2050. This is a potential threat to sustainable canola production. Most of the P applied in the form of fertilizers may be adsorbed by the soil, and would not be available for plants lacking specific adaptations. It is widely accepted that the most realistic solution to the problem of P deficiency is to develop new plant cultivars that adapt to P-deficient soils. Phosphorus efficiency is a term that generally describes the ability of crop species/genotypes to give higher yield under P-limiting condition. Plant species as well as genotypes within the same species may differ in P efficiency. This study was conducted to determine the effect of phosphorus fertilization on the grain yield and phosphorus efficiency indices in different canola cultivars.

Materials and Methods: The present study was carried out at the research farm of the Mahidasht Agricultural Research Station located 20 km away from Kermanshah (with elevation of 1265 m). This experiment was conducted as factorial in a randomized complete block design with three replications with 2 factors including canola varieties and different amounts of phosphorus fertilizer. The first factor consisted of five triple superphosphate (TSP) levels (0, 16, 32, 49, and 61 kg per ha) and the second factor consisted of three cultivars (Okapi, Opera and Zarfam). This research was conducted on soil where the amount of available phosphorus was lower than the critical level required for canola (15 mg kg^{-1}). Prior to sowing, all phosphorus treatments with 30 kg ha^{-1} of zinc sulfate fertilizer as well as one-third of nitrogen fertilizer (100 kg ha^{-1} urea) were applied during planting and mixed thoroughly with the soil. The remaining urea fertilizer was applied at two stages of stem growth (120 kg ha^{-1}) and early flowering (100 kg ha^{-1}). Each experimental plot had an area of 12 m^2. Irrigation method was sprinkler. Grain and straw yield were determined after the harvest and seed samples (harvesting stage) were taken and rinsed with distilled water, oven dried at 70 °C, ground, digested and analyzed for determining the P concentration. Analysis of variance was performed using SAS software and mean comparisons performed by Duncan's multiple range tests ($P \leq 0.05$).

Results and Discussion: The results showed that the interaction effects of phosphorus fertilizer rate and canola cultivars on leaf P concentration, grain and straw yield, grain P concentration and uptake, and P efficiency indices were significant. In average of the two-years, the highest grain and straw yields (3203 and 4613 kg ha^{-1}, respectively) were obtained from 300 kg ha^{-1} P fertilizer rate for Okapi cultivar. Under the P deficiency condition, no significant difference was observed between cultivars in terms of grain yield. Significant differences were observed among three cultivars in terms of P efficiency. Opera cultivar was efficient in absorption (0.84) and Zarfam cultivar was efficient in phosphorus utilization (152 kg grain / kg fertilizer), but Opera was phosphorus efficient. With application of phosphorus fertilizer, phosphorus use efficiency decreased and the highest amount was found for the control treatment which produced 169 kg seeds per kg of phosphorus. The lowest amount of this characteristic was obtained for 300 kg phosphorus fertilizer treatment. Considering the correlation between phosphorus stress factor and P uptake efficiency, it seems that P efficiency was dependent

1- Assistant Professor of Soil and Water Research Department, Kermanshah Agricultural and Natural Resources, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Kermanshah, Iran
(*- Corresponding Author Email: ghaderij@yahoo.com)
2- Assistant Professor OF Soil & Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.82911

on P uptake ($R^2 = 0.477^{**}$) rather than P utilization ($R^2 = 0.076^{ns}$).

Conclusion: Phosphorus uptake efficiency can be used for selecting P efficient cultivars of canola under farm condition. Application of Opera and Okapi cultivars with 80 kg of fertilizer per ha in similar conditions of this experiment would be advisable and excess phosphorus fertilizer application would not significantly increase grain yield. Selecting suitable varieties could decrease application of chemical fertilizers in the soil.

Keywords: Canola, Efficiency, Phosphorus concentration, Phosphorus utilization, Uptake

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 455-469

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۶۹-۴۵۵

مقاله علمی-پژوهشی

ارزیابی اثر کاربری جنگل و مرتع بر فرسایش بین‌شیاری و برخی ویژگی‌های فیزیکی خاک در جنوب شرقی ایران

آرزو شریفی[1*]- حسین شیرانی[2]- علی اصغر بسالت‌پور[3]- عیسی اسفندیارپور بروجنی[4]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۸/۲۰
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۱

چکیده

فرسایش بین‌شیاری یکی از انواع مهم فرسایش است که سهم عمده‌ای در انتقال ذرات ریز خاک به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک دارد. به همین منظور هدف از انجام این مطالعه تعیین حساسیت خاک چهار نوع کاربری اراضی مختلف اطراف شهرستان جیرفت به فرسایش بین‌شیاری هم به وسیله شبیه‌سازی باران و هم از طریق تعیین تعدادی از شاخص‌های پایداری خاکدانه بود. کاربری‌های مورد بررسی شامل مرتع دست‌خورده، مرتع دست‌نخورده، جنگل حفاظت شده، و جنگل مصنوعی بود. برای انجام این کار متناسب با میانگین بلندمدت منطقه بارانی با شدت ۶۰ میلی‌متر بر ساعت توسط دستگاه شبیه‌ساز باران بر روی خاک ایجاد و فرسایش بین‌شیاری اندازه‌گیری شد. سپس شاخص‌های پایداری خاکدانه و برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک اندازه‌گیری شدند. نتایج نشان داد که بیشترین مقدار ماده آلی، رس و مقاومت کششی، و کمترین مقادیر جرم مخصوص ظاهری، درصد شن و بعد فراکتال در مرتع دست نخورده (پوشش غالب درمنه، گون، یال اسبی و گیس پیرزن) وجود داشت. توزیع اندازه ذرات رسوب در مرتع دست‌نخورده کوچکتر و در جنگل حفاظت شده بزرگتر بود. هم‌چنین بیشترین غلظت رسوب و بیشترین مقدار فرسایش در مرتع دست‌خورده وجود داشت. کمترین غلظت رسوب در جنگل مصنوعی و کمترین مقدار فرسایش در جنگل مصنوعی و جنگل حفاظت شده دیده شد. به طور کلی نتایج نشان می‌دهد که رخداد فرسایش بی‌شیاری در برخی کاربری‌ها به ویژگی‌های ذاتی خاک مانند بافت خاک و در برخی دیگر به شیب زمین بستگی دارد. از طرف دیگر مقایسه مقدار فرسایش و غلظت رسوب نشان می‌دهد که این دو ویژگی در کاربری‌های مورد مطالعه با هم مطابقت دارند. به این معنی که می‌توان غلظت رسوب را به عنوان شاخص مقدار فرسایش در نظر گرفت. در مجموع بهترین روش در جهت کاهش فرسایش بین‌شیاری در منطقه را می‌توان انجام اقدامات مدیریتی از قبیل حفظ و احیای پوشش گیاهی دانست که هم ساختمان خاک را بهبود بخشیده و هم فرسایش‌پذیری آن را کاهش دهد.

واژه‌های کلیدی: بعد فراکتال، رس قابل پراکنش، رسوب، شبیه‌ساز باران، مقاومت کششی خاکدانه

مقدمه

فرسایش خاک گسترده‌ترین فرم تخریب خاک در جهان است و تأثیرات مخربی بر تمام اکوسیستم‌های طبیعی و تحت مدیریت انسان دارد. فرسایش بین‌شیاری یکی از انواع مهم فرسایش است که عبارت از جدا شدن ذرات خاک در اثر برخورد قطره‌های باران و انتقال آنها توسط فرایند پاشمان و جریان کم عمق ورقه‌ای است (۱۱). فرسایش ناشی از باران که اولین مرحله فرسایش آبی است، نقش مهمی در فرسایش پاشمانی و بین‌شیاری دارد (۵). فرسایش بین‌شیاری حاصل فرسایش پاشمانی و ورقه‌ای است و به ویژگی‌هایی مانند شدت بارندگی، شدت و عمق جریان و نوع خاک از قبیل مقدار ماده آلی، بافت خاک و پایداری خاکدانه بستگی دارد (۱۷). در مورد اهمیت فرسایش بین‌شیاری باید گفت که این نوع فرسایش در اراضی مرتعی، زمین‌های شخم‌نخورده و یا زمین‌هایی که شیب آن‌ها کم است، به عنوان فرایند غالب فرسایش شناخته می‌شود (۳۷). در مناطق خشک و نیمه‌خشک با پوشش سطحی و گیاهی اندک، ذرات ریز خاک را انتقال داده و حاصلخیزی خاک را کاهش و آب‌های سطحی را آلوده می‌کند (۴۷).

کاربری اراضی، یکی از اصلی‌ترین راه‌های دخالت انسان در فرایندهای طبیعی و بهبود یا تخریب ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک است (۵۲). انسان قادر است از طریق تبدیل کاربری اراضی، خاکدانه‌سازی، پایداری خاکدانه، و فرسایش‌پذیری خاک را

۱، ۲ و ۴- به‌ترتیب دانشجوی دکتری فیزیک و حفاظت خاک، استاد و دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه ولی‌عصر (عج) رفسنجان، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: Arezoo_sha62@yahoo.com)
۳- دکتری علوم خاک و استادیار مؤسسه Inter3، برلین، آلمان
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.83911

تحت تاثیر قرار دهد (۲۵). از این‌رو استفاده از کاربری‌هایی که ضمن افزایش تولید و کیفیت محصول، بهبود کیفیت ساختمانی خاک و پایداری محیط زیست را نیز در پی داشته باشند ضروری است (۲۸).

اندازه‌گیری شدت‌های فرسایش خاک در شرایط بارندگی طبیعی و هنگامی‌که پوشش گیاهی و توپوگرافی متغیرند، هزینه‌بر و وقت‌گیر است (۴۴). به این منظور روش‌های آزمایشی قابل کنترل مانند شبیه‌سازی باران و رواناب در مزرعه یا در محیط آزمایشگاه (۳۹) به‌طور گسترده‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرد. مزایای شبیه‌سازی باران، قیمت نسبتا پایین، توانایی جمع نمودن سریع داده‌ها، سرعت در عمل و انعطاف‌پذیری، و هم‌چنین امکان کنترل بهتر مقدار، شدت و زمان بارندگی نسبت به باران‌های طبیعی است (۲۶ و ۴۴). خاک‌های جنگلی و مراتع به دلیل تفاوت‌های اساسی در توپوگرافی، زمین‌شناسی سطحی، آب و هوا، پوشش گیاهی و کاربری اراضی، غالبا ویژگی‌های خیلی متفاوتی نسبت به اراضی کشاورزی دارند. اگرچه خاک‌های جنگل‌ها و مراتع تاریخچه‌ای از به‌هم‌خوردگی در اثر آتش‌سوزی، چرا، فعالیت‌های مربوط به قطع درختان، و احداث جاده و مسیرهای پیاده‌روی دارند (۱۲)، اما این فعالیت‌ها مانند شخم در زمین‌های کشاورزی، سبب به هم‌خوردگی یکنواخت خاک نمی‌شوند. خاک‌های جنگلی و مراتع به دلیل ساختمان توسعه یافته‌تر و خاکدانه‌های پایدار بیشتر فرسایش‌پذیری کمتری نسبت به خاک‌های کشاورزی دارند. به علاوه در این خاک‌ها در شرایط دست‌نخورده پوشش گیاهی، بقایای گیاهی و ریشه‌ها، زبری سطح خاک را افزایش داده و بنابراین تنش برشی روی ذرات خاک را کاهش می‌دهند که باعث جدا شدن کمتر ذرات خاک نسبت به خاک‌های کشاورزی می‌شود. با این وجود، تغییراتی که توسط انسان در پوشش گیاهی، خاک و توپوگرافی آنها رخ می‌دهد، می‌تواند اثرات زیانباری مانند کاهش سرعت نفوذ و حاصلخیزی خاک و کوچک شدن اندازه خاکدانه‌های خاک را در پی داشته باشد. هم‌چنین قطر متوسط ذرات خاک کاهش یافته و باعث می‌شود که ذرات خاک به آسانی توسط جریان آب منتقل شود و رسوب افزایش یابد (۳۹).

همان‌طور که پیش‌تر گفته شد، اندازه‌گیری‌های مستقیم حساسیت خاک به فرسایش در سطح مزرعه اغلب گران و وقت‌گیر هستند. بنابراین علاوه بر شبیه‌سازی باران، می‌توان از ارتباط بین ویژگی‌های خاک و فرسایش‌پذیری آن استفاده کرد (۲۳). یکی از مهم‌ترین ویژگی‌هایی که فرسایش‌پذیری و هدررفت خاک را تحت‌تاثیر قرار می‌دهد پایداری خاکدانه است و از طریق اندازه‌گیری آن، می‌توان به میزان مقاومت خاک در برابر اثرات مخرب خارجی باران، رواناب، یا باد پی برد. خاک‌های با خاکدانه‌های ناپایدار بیشترین حساسیت را به فرسایش آبی، بادی و هدررفت مواد غذایی دارند (۶، ۱۷ و ۴۳).

طبق نظر هیلل (۱۸) پایداری خاکدانه به معنی توانایی مقاومت در برابر نیروهای تجزیه کننده‌ای مانند آب است که بر خاکدانه عمل می‌کنند (۶). پایداری خاکدانه با شرایط کلی خاک، مدیریت، شرایط طبیعی و الگوهای کاربری اراضی تغییر می‌کند (۵۱). روش‌های زیادی برای اندازه‌گیری پایداری خاکدانه وجود دارد (۲۲). از جمله نمایه‌هایی مانند بعد فراکتال (۱۴ و ۵۲)، میانگین وزنی قطر[1]، میانگین هندسی قطر[2]، خاکدانه‌های پایدار در آب[3]، رس قابل پراکنش[4] (۴۳)، انرژی اولتراسونیک (۲۴) و روش منحنی مشخصه رطوبتی پر انرژی[5] (۲۷) را می‌توان نام برد. این نمایه‌ها نسبت به تغییر کاربری اراضی، مدیریت یا عملیات حفاظتی حساس هستند.

منطقه جیرفت در اقلیم خشک و نیمه‌خشک واقع شده که وجود کاربری‌های مختلف در این منطقه آن را به یکی از مهم‌ترین قطب‌های کشاورزی ایران تبدیل کرده است. در منطقه جیرفت و نواحی اطراف آن، بیشتر بارندگی‌ها به صورت باران‌های شدید و سیل‌آسا در فصل زمستان و به مقدار کمتر در فصل پاییز و بهار رخ می‌دهد، علاوه بر این به دلیل چرای بی‌رویه دام، استفاده عشایر از درختان و درختچه‌ها برای گرمایش و پخت‌وپز، و هم‌چنین به دلیل خشکسالی‌های سال‌های اخیر، پوشش گیاهی کاهش چشم‌گیری داشته است که باعث ایجاد انواع فرسایش‌ها مانند فرسایش ورقه‌ای و بین‌شیاری، شیاری، خندقی و غیره در این منطقه شده است. این مطالعه با اهداف کلی: ۱) بررسی اثر چهار نوع کاربری مرتع دست‌خورده و کمتر دست‌خورده و جنگل حفاظت شده و جنگل مصنوعی بر ایجاد رواناب و فرسایش و شاخص‌های ساختمانی با استفاده از دستگاه شبیه‌ساز باران، ۲) تعیین ویژگی‌های مؤثر بر نمایه‌های ساختمانی خاک در کاربری‌های مختلف و ۳) تعیین ارتباط بین فرسایش خاک و نمایه‌های پایداری خاکدانه صورت گرفت.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

این پژوهش به‌منظور تعیین حساسیت خاک چهار نوع کاربری اراضی اطراف شهرستان جیرفت (″۱۳ ′۴۰ °۲۸ شمالی و ″۱۳ ′۴۴ °۵۷ شرقی) به فرسایش بین‌شیاری از طریق شبیه‌سازی باران و اندازه‌گیری نمایه‌های پایداری خاکدانه انجام شد. کاربری‌های مورد بررسی شامل مرتع دست‌خورده فراش، مرتع دست‌نخورده مرغزار، جنگل حفاظت شده انار شیطان، و جنگل مصنوعی تل سیاه بود (شکل ۱ الف). براساس آمار اداره هواشناسی شهرستان جیرفت باد

1- Mean Weight Diameter (MWD)
2- Geometric Mean Diameter (GMD)
3- Water-Stable Aggregation (WSA)
4- Water Dispersible Clay (WDC)
5- High Energy Moisture Characteristic (HEMC)

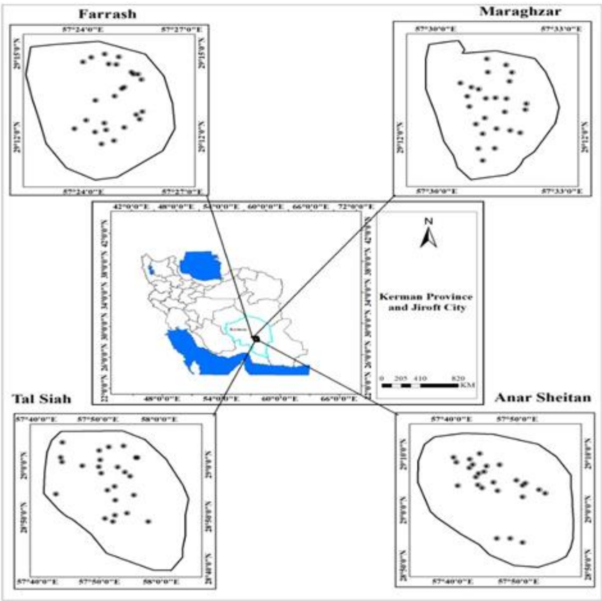
غالب منطقه با نام محلی باد نره است که جهت آن ۱۸۰ درجه است و زمان وقوع آن از اوایل بهار تا اواخر تابستان است. حداکثر سرعت باد مشاهده شده در منطقه ۵۸ نات و مربوط به سال ۱۳۸۵ بوده است.

مرتع فراش با مساحت ۱۰۹۳۵ هکتار در فاصله ۸۰ کیلومتری شهرستان جیرفت واقع شده، است. متوسط سالیانه بارندگی آن ۳۹۲/۵ میلی‌متر و میانگین دمای آن ۱۵/۴ درجه سانتی‌گراد است. وجود هرزآب‌های فراوان و وقوع فرسایش آبی در سطح آن و بهره‌برداری از آن توسط افراد سودجو تخریب مرتع را در پی داشته است (۴۱).

در فاصله ۸۵ کیلومتری شهرستان جیرفت مرتع مرغزار با مساحتی برابر با ۵۸۰۲/۵۵ هکتار قرار دارد. اقلیم منطقه سرد خشک و متوسط بارندگی سالانه ۳۴۶/۴۴ میلی‌متر و متوسط دما ۱۹/۵ درجه سانتی‌گراد است. تیپ گیاهی در دامنه‌ها گونه درمنه و نوعی گون و گونه استیپا (یال اسبی و گیس پیرزن) است. اما گونه غالب در ارتفاعات، بیشتر درمنه و گون است. هم‌چنین در این منطقه گیاهانی مانند پیازکوهی، بومادران، بروموس، جگن، یال اسبی، مریم نخودی، نسترن، کاکوتی، فرفیون، سگ‌دندان و اسپند نیز مشاهده می‌شود (۴۲).

جنگل حفاظت شده انارشیطان جیرفت، بزرگ‌ترین ذخیره‌گاه جنگلی و یکی از مشهورترین رویشگاه‌های این درختچه است. انارشیطان (*Tecomella undulata*) از گونه‌های نادر گیاهی از تیره پیچ‌اناریان (Bignoniaceae) می‌باشد. جنگل انار شیطان در ۲۵ کیلومتری شمال شهر جیرفت واقع شده و حدود ۴۰ هکتار وسعت دارد. انارشیطان گونه درختی بسیار مهمی است که از لحاظ زیست محیطی، بیابان‌زدایی، دارویی، صنعت چوب و حفاظت از خاک در برابر فرسایش دارای اهمیت است. به‌طوری که از طریق اتصال ریشه‌های زیرزمینی به تثبیت شن و ماسه‌های روان در سطح بالایی خاک کمک می‌کند. مهم‌ترین و بزرگترین رویشگاه‌های این درخت در دلفارد و اسفندقه جیرفت قرار دارد. اقلیم منطقه گرم و نیمه معتدل با میانگین بارندگی سالیانه ۱۸۰ میلی‌متر و ریزش‌های جوی زمستانه است. منطقه دارای تابستان‌های بسیار گرم و زمستان معتدل بوده و دمای کمینه سالانه بین ۵ تا ۵۰ درجه سلسیوس است. خاک رویشگاه‌های این درخت نسبتا عمیق و دارای بافت شنی تا لومی شنی و اغلب سنگریزه‌دار می‌باشد (۲).

در پنج کیلومتری شهرستان جیرفت منطقه تل‌سیاه با مساحت حدود ۲۵۳۹ هکتار قرار گرفته است. میانگین بارندگی آن با توجه به آمار ایستگاه هواشناسی جیرفت که نزدیکترین ایستگاه به منطقه ۱۷۰ میلی‌متر در سال است، دمای سالانه آن، بین ۴- تا ۴۹ درجه سلسیوس متغیر است. از سال ۱۳۹۴ سازمان منابع طبیعی اقدام به کشت سه گونه آکاسیا، کنار و کهور ایرانی در این منطقه کرده است. این درختان به فاصله ده متری از هم کاشته شده‌اند (۴۰).



شکل ۱- الف) موقعیت نقاط نمونه‌برداری و ب) نمایی از دستگاه شبیه‌ساز باران

Figure 1- a) Sampling area location, b) view of rainfall simulator device

روش نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها

برای هر کدام از کاربری‌های جنگل و مرتع دست‌خورده و دست‌نخورده تعداد ۲۵ و به طور کلی ۱۰۰ نقطه انتخاب شد. سپس با استفاده از GPS نقاط مشخص شده از روی نقشه بر روی زمین مشخص شدند (شکل ۱ الف).

هم‌چنین برای تعیین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک

نمونه‌های دست‌خورده و دست‌نخورده از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری برداشته شدند. به این منظور ابتدا بقایای آلی روی سطح خاک کنار زده شده و سپس از مجاورت نقاطی که در آنها شبیه‌سازی باران انجام شده بود، نمونه‌برداری انجام شدند. نمونه‌های دست‌خورده با بیلچه و نمونه‌های دست‌نخورده با استفاده از سیلندرهای با ابعاد ۵ سانتی‌متر جمع‌آوری شد. هم‌چنین به منظور تعیین مقاومت کششی خاک، از هر محل، نمونه‌های خاکدانه برداشت شد.

اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه، ابتدا نمونه‌های دست‌خورده هوا خشک شدند. سپس برای بررسی ساختمان خاک از الک ۴ میلی‌متری و برای اندازه‌گیری سایر ویژگی‌های خاک بعد از کوبیدن با چکش چوبی از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند. بافت خاک به روش هیدرومتر (۱۶)، کربن آلی با روش اکسیداسیون تر (۴۹) به‌دست آمد. قابلیت هدایت الکتریکی خاک (EC) (۳۸) و اسیدیته خاک (pH) در عصاره اشباع (۲۹) اندازه‌گیری شدند. کربنات کلسیم معادل خاک به روش خنثی‌سازی با اسید کلریدریک (۴۵)، و مقدار نیتروژن، فسفر و پتاسیم قابل استفاده در نمونه خاک و رسوب به ترتیب به‌وسیله پرمنگنات پتاسیم قلیایی، بی‌کربنات سدیم (۳۲) و استات آمونیوم خنثی (۳۴) تعیین شد. هم‌چنین مقدار جرم مخصوص ظاهری با روش استوانه و در نمونه دست‌نخورده (۳) به‌دست آمد. برای تعیین درصد وزنی سنگریزه ابتدا حجم مشخصی از خاک را وزن کرده و پس از عبور دادن از الک ۴ میلی‌متری، ذرات باقیمانده بر روی الک توزین شد. از تقسیم وزن ذرات باقیمانده روی الک بر کل وزن ذرات خاک ضربدر ۱۰۰ درصد وزنی سنگریزه تعیین شد. هم‌چنین میانگین هندسی قطر ذرات خاک (dg) و انحراف معیار هندسی ذرات (σg) محاسبه شد (معادله ۱ و ۲):

$$dg = -0.001 \sum_{i=1}^{n} f_i \ln M_i \qquad \text{معادله ۱}$$

$$\sigma g = 0.01 \sum_{i=1}^{n} f_i \ln^2 M_i - a^2 \qquad \text{معادله ۲}$$

در این معادله fi درصد فراوانی نسبی هر یک از اجزای خاک (شن سیلت و رس) و Mi میانگین عددی قطر هر جز است. مقادیر Mi برای شن ۱/۰۲۵ میلی‌متر و برای سیلت ۰/۰۲۶ و برای رس ۰/۰۰۱ میلی‌متر است.

برای جدا سازی ماده آلی ذره‌ای (POM) با روش حذف حرارتی[1] ابتدا مقدار ۳۰ گرم خاک رد شده از الک ۲ میلی‌متری با ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول هگزامتافسفات سدیم ۵ درصد پراکنده شد. مخلوط به مدت ۱۶ ساعت با سرعت ۱۲۰ دور در دقیقه شیک شد. سپس سوسپانسیون را از الک ۰/۰۵ میلی‌متری رد کرده تا ذرات شن و POM جدا شوند. نمونه‌ها را در آون در دمای ۵۵ درجه قرار داده تا خشک شده و به وزن ثابت برسند. سپس نمونه‌ها در کوره در دمای ۴۵۰ درجه به مدت ۴ ساعت قرار داده شد که در این دما ماده آلی از بین رفته و وزن شن باقی‌مانده به دست می‌آید. اگر این وزن از وزن اولیه (شن + POM) کم شود مقدار POM محاسبه می‌شود. سپس مقدار POM در ۱۰۰ گرم خاک گزارش شد (۹).

اندازه‌گیری رس قابل پراکنش و برخی ویژگی‌های ساختمانی

برای اندازه‌گیری رس قابل پراکنش در آب[2] دو نمونه ۴ گرمی خاک رد شده از الک ۲ میلی‌متری را برداشته و یکی را در ظرف آلومینیومی و دیگری در لوله سانتریفیوژ (۴۰ میلی‌لیتری درپوش‌دار) ریخته شد. وزن آون خشک نمونه ظرف آلومینیومی به دست آمد. سپس با آب مقطر حجم نمونه‌ها را به ۴۰ میلی‌لیتر رسانده تا سوسپانسیون ۱:۱۰ ایجاد شود. دمای محلول را اندازه گرفته و با توجه به دما زمان ته‌نشینی تعیین شد. سپس با استفاده از پیپت دیجیتال از عمق ۲/۵ سانتی‌متری ۲/۵ میلی‌لیتر نمونه برداشته و پس از خشک شدن وزن شد (۷).

$$Clay(\%) = 100 \times \left[\frac{RW_2 \times CF}{TW} \right] \qquad \text{معادله ۳}$$

در این رابطه Clay بخش کوچک‌تر از ۲ میکرومتر، RW_2 وزن باقی‌مانده ذرات کوچک‌تر از ۲ میکرومتر، CF عبارت از ۴۰ میلی‌لیتر تقسیم بر DV است که DV حجم پیپت (۲/۵ میلی‌لیتر) است. TW وزن کل نمونه آون خشک است.

مقاومت کششی خاکدانه با استفاده از روش برزیلی و تست تک محوری اندازه‌گیری شد (۱۳). مبنای کار این روش، محاسبه نیروی فشاری لازم برای خرد کردن یک خاکدانه در میان دو صفحه بارگذاری صاف و موازی است. در این دستگاه قطعه‌ای که مستقیما روی خاکدانه قرار می‌گیرد، به کمک یک اهرم و ظرف آب انتهای آن بر نمونه نیرو وارد می‌کند. با افزایش تدریجی آب به ظرف خاکدانه ترک بر می‌دارد. در این لحظه جریان آب قطع شده و جرم آب موجود در ظرف اندازه‌گیری می‌شود. برای اندازه‌گیری مقاومت کششی خاکدانه‌ها توده هوا خشک به دقت و به آرامی از سری الک‌ها عبور داده شد تا خاکدانه‌های با قطر ۱۱/۲-۸، ۱۶-۱۱/۲ و ۲۵-۱۶

1- Loss on Ignition (LOI)

2- Water Dispersible Clay (WDC)

میلی‌متر جدا شوند. سپس از هر گروه اندازه‌ای تعداد ۳۰-۱۰ عدد خاکدانه انتخاب شده و مقاومت کششی اندازه‌گیری می‌شود. مقدار نیروی فشاری لازم برای شکست خاکدانه بر حسب کیلو نیوتن از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

معادله ۴
$$F = \left[\left(M_c * \frac{X1}{X2}\right)\right] * g$$

Mc جرم آب لازم برای شکستن خاکدانه بر حسب گرم، X1 طول اهرم بالا بر حسب سانتی‌متر، X2 طول اهرم پایین بر حسب سانتی‌متر و g شتاب ثقل بر حسب سانتی‌متر مجذور ثانیه می‌باشد. در نهایت مقاومت کششی خاکدانه‌ها به کمک رابطه زیر محاسبه می‌شود:

معادله ۵
$$Y = 5.76 \frac{F}{d_{eff}^2}$$

معادله ۶
$$d_{eff} = \frac{d_{max} + d_{min}}{2}$$

d_{eff} قطر خاکدانه مورد آزمایش، d_{max} و d_{min} نیز به ترتیب قطر الک بزرگ و کوچک است و Y بیانگر مقاومت کششی خاکدانه برحسب کیلو پاسکال می‌باشد.

شاخص‌های میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (MWD) به روش الک تر اندازه‌گیری شد. ابتدا ۵۰ گرم خاک عبور داده شده از الک ۴ میلی‌متری را بر روی سری الک با اندازه‌های ۲، ۱، ۰/۵، ۰/۲۵ و ۰/۱ میلی‌متر (مطابق با استاندارد ASTM) ریخته و به‌مدت ۳ دقیقه با سرعت ۳۰ دور در دقیقه در آب تکان داده شد (۴۸). سپس خاکدانه‌های باقی‌مانده روی هر الک آون خشک شده و با دقت توزین گردید. از آنجا که امکان وجود ذرات درشت (سنگریزه و شن) در اندازه خاکدانه‌ها وجود دارد تصحیح شن انجام شد. در نهایت وزن خاکدانه‌ها بدست آمده و میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها از معادله (۷) محاسبه شد:

معادله ۷
$$MWD = \sum_{i=1}^{n} w_i \bar{x}_i$$

$\bar{x}_i$ میانگین قطر خاکدانه‌های باقیمانده بر روی الک، w_i نسبت وزن خاکدانه‌های باقی‌مانده بر روی هر الک به وزن کل و n تعداد الک‌ها می‌باشد.

بعد فراکتال خاکدانه‌ها با استفاده از استاندارد ASTM تعیین شد. زمان تکان دادن الک‌ها برای هر نمونه خاک ۲ دقیقه با سرعت دورانی افقی ۴۴۰ دور در دقیقه دستگاه الک خشک در نظر گرفته شد (۴۸). در نهایت پس از تصحیح ذرات شن وزن خاکدانه‌ها به دست آمد. برای محاسبه بعد فراکتال از ویژگی‌های فراکتالی مدل یانگ و همکاران (۵۰) بهره‌گیری شد:

معادله ۸
$$\frac{M(r < R_i)}{M_t} = \left(\frac{R_i}{R_{max}}\right)^{3-D_m}$$

که در آن $M(r < R_i)$ جرم تجمعی ذرات خاک از کوچک‌ترین کلاس تا کلاس i ام، M_t جرم کل ذرات خاک، Ri قطر ذرات (mm) در کلاس i ام، R_{max} بزرگترین قطر ذرات در بزرگ‌ترین کلاس و D_m بعد فرکتالی ذرات است. با لگاریتم‌گیری از دو طرف رابطه بالا، رابطه خطی زیر حاصل می‌شود:

معادله ۹
$$\log\frac{M(r < R_i)}{M_t} = (3 - D_m)\log\left(\frac{R_i}{R_{max}}\right)$$

بعد فرکتال از شیب این خط استخراج می‌گردد.

اندازه‌گیری فرسایش بین‌شیاری

برای تعیین حساسیت خاک به فرسایش بین‌شیاری از دستگاه شبیه‌ساز باران مدل کامفورست[1] (۱۹۸۷) استفاده شد (شکل ۱ ب). این باران‌ساز در اندازه پلات ۰/۰۶۲۵ متر ساخته شده و کاملا استاندارد بوده و استفاده از آن برای تعیین فرسایش‌پذیری‌های سطحی در صحرا روشی استاندارد است (۲۰). باران‌ساز مورد مطالعه از سه قسمت آب‌پاش با تنظیم کننده فشار برای تولید بارش استاندارد، پایه برای آب‌پاش و قاب فلزی که پوشش گیاهی و خاک مورد آزمایش داخل آن قرار می‌گیرد، تشکیل شده است. دستگاه شبیه‌ساز قابل حمل به نقاط نمونه‌برداری تعیین شده روی نقشه برده شد. براساس آمار بلندمدت منطقه، بارانی با قطر قطرات ۱/۵ میلی‌متر و شدت ۶۰ میلی‌متر بر ساعت شبیه‌سازی شد. این شدت باران معرف شدیدترین بارندگی رخ داده در منطقه در طولانی مدت بود. با توجه به ناخالصی های موجود در آب و احتمال اثرگذاری آنها بر شدت فرسایش بین‌شیاری هم‌چنین به دلیل این‌که پاسخ خاک ممکن است تحت تاثیر ترکیب شیمیایی آب باشد، برای شبیه‌سازی باران از آب مقطر استفاده شد (۱۹). رواناب ایجاد شده در طی هر شبیه‌سازی به طور پیوسته و به وسیله قوطی‌های پلاستیکی یک لیتری جمع‌آوری و زمان جمع‌آوری نمونه از لحظه شروع رواناب تا زمان پر شدن قوطی ثبت شد. سپس غلظت رسوب در هر نمونه رواناب اندازه‌گیری گردید. به این منظور پس از تعیین حجم رواناب، برای تعیین جرم رسوب نمونه را از کاغذ صافی واتمن۴۰ عبور داده و در دمای ۱۰۵ درجه در دستگاه آون به مدت ۲۴ ساعت خشک شد. به این ترتیب از تقسیم میزان رسوب بر حجم رواناب غلظت رسوب بر حسب گرم بر لیتر به‌دست آمد. سپس ویژگی‌هایی مانند توزیع اندازه ذرات رسوب به روش میکروپیپت (۳۰)، مقدار نیتروژن، فسفر، پتاسیم قابل استفاده و مقدار ماده آلی موجود در رسوب، مشابه خاک که پیشتر اشاره گردید، اندازه‌گیری شد.

1- Kamphorst

تجزیه و تحلیل داده‌ها

به منظور انجام آنالیزهای آماری از طرح کاملا تصادفی با ۴ تیمار که شامل کاربری‌های مرتع دست‌خورده، مرتع دست نخورده، جنگل مصنوعی و جنگل طبیعی با ۲۵ تکرار در هر کاربری بود، استفاده شد. مقایسه میانگین شاخص‌های ساختمانی بین کاربری‌ها با آزمون LSD در نرم‌افزار SPSS25 و در سطح پنج درصد صورت گرفت.

نتایج و بحث

جداول ۱ و ۲ به ترتیب نتایج توصیف آماری ویژگی‌های خاک و رسوب را نشان می‌دهد. نتایج نشان می‌دهد که کمترین ضرایب تغییرات مربوط به pH و بعد فراکتال، و بیشترین ضریب تغییرات در میانگین هندسی قطر ذرات وجود دارد. هم‌چنین با استفاده از آزمون کولموگراف- اسمیرنوف مقدار P-value به‌دست آمد. از آنجا که داده‌های مربوط به شوری، درصد فسفر، کربنات کلسیم معادل، ماده آلی ذره‌ای، میانگین وزنی قطر ذرات، و درصد سنگریزه $P > 0.05$ دارند، بنابراین آزمون معنی‌دار نبوده و توزیع داده‌ها نرمال است. در حالی که در مورد سایر ویژگی‌ها با $P < 0.05$ توزیع داده‌ها نرمال نیست (جدول ۱).

نتایج جدول توصیف آماری رسوب نشان می‌دهد که دامنه ضریب تغییرات داده‌ها از ۲/۵ تا ۵ است (جدول ۲). کمترین مقدار آن مربوط به درصد ازت و بیشترین مقدار مربوط به فسفر است. هم‌چنین نتایج حاصل از آزمون کولموگراف- اسمیرنوف نشان می‌دهد که تنها داده‌های ماده آلی رسوب است که توزیع نرمال دارند ($P > 0.05$)، اما سایر ویژگی‌ها یعنی غلظت رسوب، مقدار نیتروژن، فسفر و پتاسیم رسوب دارای توزیع نرمال نیستند.

اثر کاربری زمین بر برخی ویژگی‌های فیزیکی و ساختمانی خاک

در جدول ۳ نتایج مقایسه میانگین برخی ویژگی‌های خاک در چهار کاربری مورد مطالعه نمایش داده شده است. بیشترین ماده آلی خاک (۰/۵۶۶ درصد) در مرتع دست‌نخورده مرغزار مشاهده شد که تفاوت معنی‌داری با سه منطقه دیگر داشت. علت زیاد بودن مقدار ماده آلی در مرتع دست‌نخورده مرغزار تراکم بیشتر پوشش گیاهی و درصد بالای رس در این منطقه و کم بودن مقدار ماده آلی در جنگل مصنوعی تل سیاه کم بودن پوشش گیاهی آن است.

جدول ۱- توصیف آماری ویژگی‌های خاک

Table 1- Statistical description of sediment properties

متغیر Variable	واحد Unit	کمینه Min	بیشینه Max	میانگین Mean	انحراف معیار Standard deviation	ضریب تغییرات Coefficient of variation	P-value
pH	-	7.8	8.4	8.186	0.166	0.02	0
EC	$dS\ m^{-1}$	0.206	0.757	0.423	0.127	0.3	0.097
N	(%)	0.005	0.05	0.162	0.008	0.05	0
P	$mg\ kg^{-1}$	2	22.6	9.73	4.41	0.453	0.2
K	$mg\ kg^{-1}$	93.3	472	241.1	95.11	0.39	0.013
OM	(%)	0.141	0.759	0.318	0.158	0.497	0
BD	$g\ cm^{-3}$	1.3	1.72	1.52	0.111	0.072	0.043
Clay	(%)	6.88	20.9	13.88	3.734	0.269	0
Silt	(%)	4	38	24.22	8.61	0.355	0.016
Sand	(%)	41.1	89.1	61.86	11.7	0.189	0.007
CCE	(%)	0.75	19.7	10.1	5.21	0.516	0.085
POM	(%)	0.018	0.172	0.08	0.034	0.424	0.125
WDC	(%)	0	12.12	3.51	3.51	0.998	0
Tensile strength	kPa	20	141.05	45.7	26.72	0.584	0
Dm	-	2.7	2.993	2.9	0.072	0.025	0.02
dg	mm	0.042	0.548	0.182	0.012	0.643	0
σg	-	6.44	15.87	12.2	2.38	0.196	0
MWD	mm	0.012	0.099	0.064	0.0198	0.311	0.087
Gravel	(%)	19.32	49.6	34.3	8.3	0.242	0.075

BD جرم مخصوص ظاهری، CCE کربنات کلسیم معادل، POM ماده آلی ذره‌ای، WDC رس قابل پراکنش در آب، Dm بعد فراکتال، dg میانگین هندسی قطر ذرات خاک و σg انحراف معیار هندسی ذرات و MWD میانگین هندسی قطر خاکدانه است.

BD: Bulk Density, CCE Calcium Carbonate Equivalent, POM Particulate Organic Matter, WDC Water Dispersible Clay, Dm Fractal dimension, dg Geometric Mean Diameter, σg Geometric standard deviation, MWD Mean weight Diameter

جدول ۲- توصیف آماری ویژگی‌های رسوب
Table 2- Statistical description of sediment properties

متغیر Variable	واحد Unit	کمینه Min	بیشینه Max	میانگین Mean	انحراف معیار Standard deviation	ضریب تغییرات Coefficient of variation	P-value
غلظت رسوب (Sediment concentration)	g. l^{-1}	13.288	137.813	51.392	23.785	0.463	0.001
OM	%	0.34	2.9	1.56	0.491	0.381	0.063
N	%	0.02	0.04	0.0297	0.0064	0.269	0.003
P	mg. kg^{-1}	6.8	31.4	14.29	5.89	0.499	0
K	mg. kg^{-1}	177	641	318.5	124.9	0.476	0

ماده آلی ذره‌ای[1] که بخش قابل استفاده کربن آلی است، بیشترین حساسیت را به تغییر کاربری اراضی (۳۳) و تغییرات مدیریتی داشته و بر رفتارهای خاک مانند خاکدانه‌سازی تأثیر می‌گذارد (۱۵). به ترتیب بیشترین و کمترین مقدار POM مربوط به مرتع دست‌نخورده مرغزار و جنگل مصنوعی تل سیاه است. یکی از دلایل زیاد بودن مقدار POM در مرغزار زیاد بودن مقدار ماده آلی و رس در این منطقه است. به‌طوری که فلاح‌زاده و حاج‌عباسی (۱۵) گزارش می‌کنند که وجود بقایای گیاهی تازه باعث افزایش مقدار POM در مناطق جنگلی نسبت به زمین‌های زراعی زاگرس شده است. علاوه بر این ترکیب ماده آلی ذره‌ای به بافت خاک و اجزای ریشه نیز بستگی دارد. بنابراین مقدار بیشتر ماده آلی ذره‌ای در مرتع دست‌نخورده می‌تواند نشان‌دهنده زیاد بودن بقایای ریشه حتی در صورت کم بودن مقدار زیست توده سطحی در آن منطقه باشد. از آنجا که تشکیل خاکدانه مواد آلی را در ریزمکان‌های خاکدانه‌ها تثبیت کرده و به صورت فیزیکی POM را از تجزیه میکروبی محافظت می‌کند (۳۳). بنابراین می‌توان انتظار داشت که زیاد بودن مقدار ماده آلی ذره‌ای در منطقه وضعیت بهتر خاکدانه‌ای خاک‌های آن منطقه را در پی داشته باشد (۳۱). به این جهت که ماده آلی ذره‌ای به‌عنوان هسته آلی عمل کرده که به وسیله ذرات رس، سیلت و خاکدانه‌ها احاطه می‌شود (۴).

کمترین مقدار رس قابل پراکنش در آب در جنگل حفاظت شده انار شیطان و بیشترین آن در جنگل مصنوعی تل سیاه مشاهده شد. در برخی نقاط انارشیطان مقدار رس قابل پراکنش صفر بود که به علت شنی بودن و کم بودن رس منطقه است. اعمال مدیریتی خاک نیز می‌توانند قابل پراکندگی رس را از طریق تاثیر بر مقدار کربن آلی و خاکدانه‌سازی تغییر دهند (۸) که در این مناطق عملیات مدیریتی خاصی انجام نشده است.

مقدار میانگین وزنی قطر خاکدانه در انارشیطان به طور معنی‌داری نسبت به کاربری‌های دیگر کمتر بود و بین سایر کاربری‌ها اختلاف معنی‌داری وجود نداشت. میانگین وزنی قطر خاکدانه با اجزای بافت خاک و هم‌چنین مقدار کربنات کلسیم و ماده آلی هم‌بستگی معنی‌داری نشان داد (جدول ۴). سنگریزه و شن باعث تضعیف ساختمان و رس باعث افزایش مقاومت خاکدانه می‌شود. کربنات کلسیم و ماده آلی به عنوان سیمان عمل کرده و خاکدانه‌سازی را تقویت می‌کند (۱۰). کمترین مقدار میانگین وزنی قطر خاکدانه در انارشیطان دیده شد. کمبود ماده آلی و نبود رس به حد کافی دو عامل مهم در کاهش MWD در جنگل حفاظت شده انارشیطان نسبت به سایر کاربری‌ها می‌باشد. زیرا این دو ماده مواد اصلی تشکیل‌دهنده خاکدانه هستند. نتایج نشان داد که کمترین و بیشترین مقدار بعد فراکتال به ترتیب در مرغزار و انارشیطان است. تل سیاه و فراش در میان این دو قرار دارند (شکل ۲ د). مقدار بعد فراکتال خاکدانه انارشیطان نسبت به کاربری‌های دیگر بیشتر بود. زیرا پایداری خاکدانه در این کاربری خیلی کمتر بود و بالا بودن بعد فراکتال بیانگر ریز بودن خاکدانه‌های موجود است. کاربری مرغزار با بیشترین مقدار ماده آلی، ماده آلی ذره‌ای، و حداکثر مقدار رس کمترین مقدار Dm را دارا است (شکل ۲ د، جدول ۳). بعد فراکتال مرتع فراش بیشتر از مرتع مرغزار بود. مرتع فراش به دلیل چرای دام و دخل و تصرف‌های بیشتر انسان و کم بودن مقدار ماده آلی بعد فراکتال بیشتری نسبت به مرغزار نشان می‌دهد. این نتایج با نتایج ژنگ و همکاران (۵۲) مبنی بر اثر منفی فعالیت‌های انسانی بر بعد فراکتال مطابقت دارد. از آنجا که مقدار کم MWD و مقدار زیاد بعد فراکتال در خاک‌ها نشان دهنده پایداری کمتر خاکدانه است (۱)، بنابراین انارشیطان کمترین مقدار پایداری خاکدانه را دارا می‌باشد. نتایج به‌دست آمده با مشاهدات مزرعه‌ای هم‌خوانی دارد.

طبق شکل ۲ (ب) مقاومت کششی خاکدانه در مرغزار به طور معنی‌داری بیشتر از سایر کاربری‌ها بود. زیاد بودن مقدار مقاومت کششی در مرتع مرغزار می‌تواند به دلیل زیاد بودن مقدار رس و ماده آلی این منطقه باشد. کاودیر و همکاران (۲۱) عواملی از قبیل مقدار و مینرالوژی رس، کربن آلی، و مواد سیمانی کننده را در مقاومت کششی خاکدانه مهم می‌دانند. تاجیک و همکاران (۴۶) بیان می‌کنند

1- Particulate organic matter

که مقاومت کششی با مقدار ماده آلی رابطه مستقیم دارد. از آنجا که مقاومت کششی خاکدانه‌ها از روش‌های ارزیابی پایداری ساختمان خاک است (۱۳) که اثر عوامل طبیعی مانند مدیریت و کاربری اراضی را منعکس می‌کند (۳۶) بنابراین می‌توان انتظار داشت که مناطق با مقدار مقاومت کششی زیاد دارای ساختمان خاک پایدارتری باشند.

جدول ۳- مقایسه میانگین برخی خصوصیات خاک در بین کاربری‌های مورد مطالعه

Table 3- Comparison of the mean of some soil properties in studied land uses

کاربری زمین Land use	بافت خاک Soil texture	جرم مخصوص ظاهری Bulk Density (g cm^{-3})	رس Clay (٪)	شن Sand (٪)	سنگریزه Gravel (٪)	ماده آلی Organic matter (٪)	ماده آلی ذره‌ای Particulate OM (٪)
مرتع دست خورده Disturbed pasture	لوم شنی Sandy loam	1.52^{b}	14.4^{b}	59.12^{c}	29.6^{c}	0.2^{b}	0.082^{b}
مرتع دست نخورده Undisturbed pasture	لوم، لوم شنی Loam, Sandy loam	1.43^{c}	17.36^{a}	48.6^{d}	28.7^{c}	0.57^{a}	0.107^{a}
جنگل حفاظت شده Protected forest	شن، شن لومی، لوم شنی Sand, Loamy sand, Sandy loam	1.58^{a}	9.28^{c}	77.28^{a}	42.9^{a}	0.25^{b}	0.074^{c}
جنگل مصنوعی Artificial forest	لوم شنی Sandy loam	1.52^{b}	14.48^{b}	62.4^{b}	35.8^{b}	0.22^{b}	0.057^{c}

اعداد با حروف مشترک در هر ستون دارای اختلاف معنی‌دار نمی‌باشند.

Numbers followed by the same letter are not significantly differentns.

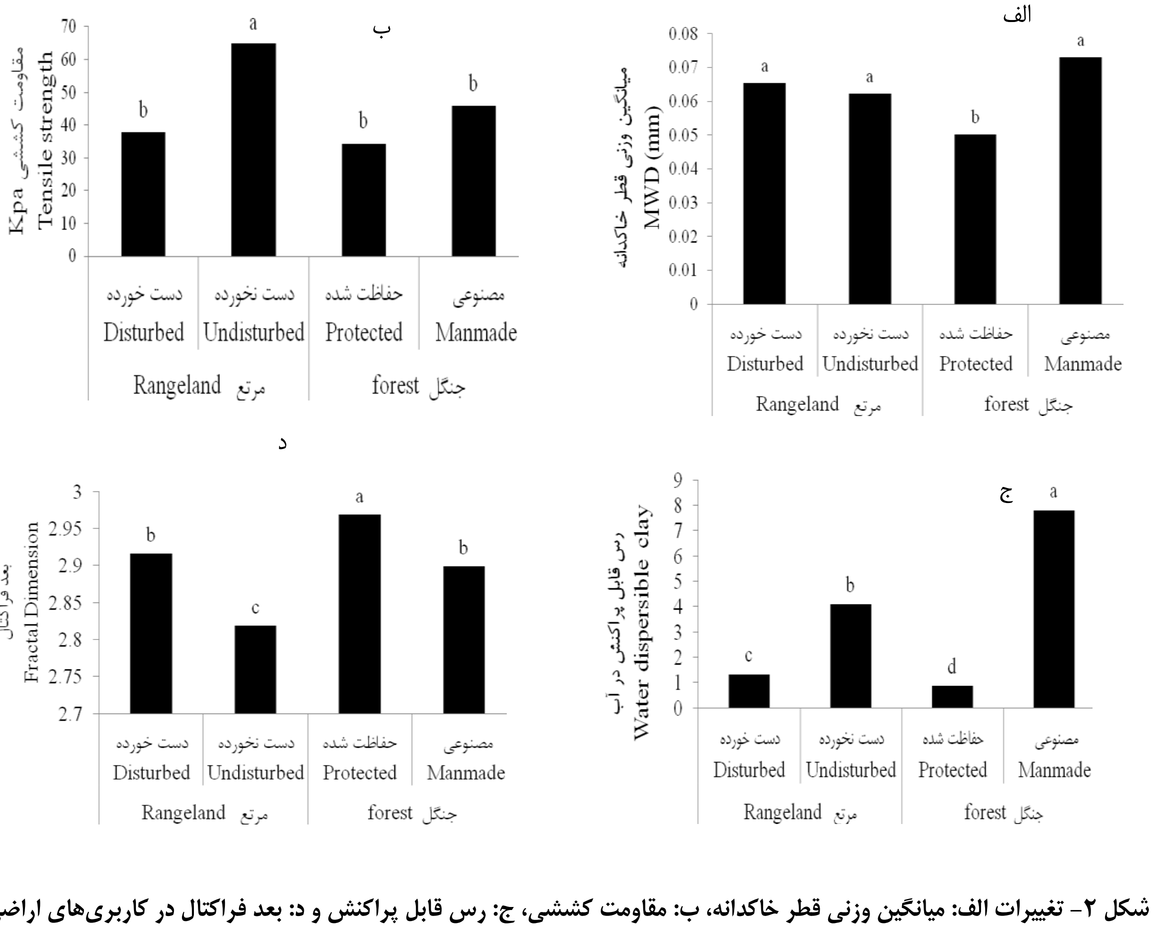
جدول ٤- ضرایب هم‌بستگی بین داده‌ها

Table 4- Correlation coefficients between data

	ماده آلی OM	جرم مخصوص ظاهری BD	رس Clay	شن Sand	کربنات کلسیم معادل CCE	رس قابل پراکنش WDC
ماده آلی OM	1					
چگالی ظاهری BD	-0.428**	1				
رس Clay	0.475**	-0.57**	1			
شن Sand	-0.587**	0.578**	-0.87**	1		
کربنات کلسیم معادل CCE	0.203*	-0.364**	0.59**	-0.621**	1	
رس قابل پراکنش WDC	0.009	-0.296**	0.371**	-.307**	0.482**	1
بعد فراکتال D	-0.552**	0.565**	-0.829**	0.814**	-0.483**	-0.378**
میانگین هندسی قطر ذرات dg	-0.433**	0.536**	-0.84**	0.922**	-0.704**	-0.377**
انحراف معیار هندسی ذرات σg	0.304**	-0.507**	0.889**	0.81**	0.713**	0.422**
میانگین وزنی قطر خاکدانه MWD	0.082	-0.146	0.311**	-0.327**	0.369**	0.288**
سنگریزه Gravel	-0.375**	0.476**	-0.498**	0.594**	-0.383**	-0.069
ماده آلی ذره‌ای P-OM	0.384**	-0.115	0.215*	-0.293**	-0.024	-0.174
ماده آلی رسوب Sediment-OM	-0.327**	0.268**	0.288**	0.352**	-0.265**	-0.16
غلظت رسوب Sediment Concentration	0.091	-0.102	0.072	-0.147	-0.032	-0.369**

ادامه جدول ٤

	بعد فراکتال D	میانگین هندسی قطر ذرات dg	انحراف معیار هندسی ذرات σg	میانگین وزنی قطر خاکدانه MWD	سنگریزه Gravel	ماده آلی ذره‌ای POM	ماده آلی رسوب Sediment-OM	غلظت رسوب Sediment concentration
بعد فراکتال D	1							
میانگین هندسی قطر ذرات dg	0.703**	1						
انحراف معیار هندسی ذراتσg	-0.696**	-0.888**	1					
میانگین وزنی قطر خاکدانهMWD	-0.274**	-0.363**	0.332**	1				
سنگریزه Gravel	0.524**	0.574**	-0.512**	-0.231*	1			
ماده آلی ذره‌ای POM	-0.172	-0.25*	0.129	0.079	-0.212*	1		
ماده آلی رسوب Sediment-OM	0.385**	0.27**	0.2*	-0.069	0.153	-0.092	1	
غلظت رسوب Sediment concentration	-0.058	-0.12	0.082	0.057	-0.245*	0.122	-۰/-0.106	1



شکل ۲- تغییرات الف: میانگین وزنی قطر خاکدانه، ب: مقاومت کششی، ج: رس قابل پراکنش و د: بعد فراکتال در کاربری‌های اراضی مختلف

Figure 2- Changes in a: mean weight diameter, b: tensile strength, c: dispersible clay, d: fractal dimension in different land uses

اثر کاربری زمین بر ویژگی‌های رسوب و فرسایش بین‌شیاری

در مرتع دست‌خورده فراش و جنگل مصنوعی تلسیاه ۲/۵ دقیقه بعد از شروع شبیه‌سازی، رواناب ایجاد شد. علاوه بر این مدت زمان لازم برای پر شدن ظرف یک لیتری از رواناب و رسوب در مرتع دست‌خورده ۷ و در جنگل مصنوعی ۱۲ دقیقه بود. هر چند دو کاربری مرتع دست‌خورده و جنگل مصنوعی زمان شروع رواناب یکسانی داشت، اما در جنگل مصنوعی رواناب با سرعت کمتری ایجاد شد که به خاطر نفوذپذیری بیشتر خاک این منطقه به دلیل وجود شن و وجود پوشش سنگی روی سطح خاک است. سرعت تولید رواناب در جنگل حفاظت شده انارشیطان کند بود.

بیشترین غلظت رسوب و حداکثر مقدار فرسایش بین‌شیاری در مرتع دست‌خورده فراش و کمترین در جنگل مصنوعی تل‌سیاه مشاهده شد (شکل ۳ الف و ب). وجود بیشترین مقدار دست‌خوردگی و چرای دام در مرتع دست‌خورده فراش به همراه زیاد بودن شیب این منطقه نسبت به سایر نقاط، باعث شده که این منطقه بیشترین غلظت رسوب و فرسایش را داشته باشد. عوامل خاکی موثر در فرسایش و تولید رسوب در این کاربری‌ها را می‌توان به ویژگی‌های ذاتی خاک و عوامل فیزیوگرافی منطقه تقسیم‌بندی کرد. در کاربری مرتع دست‌خورده با وجود مناسب بودن MWD، مقاومت کششی و سایر عوامل موثر در فرسایش مشاهده شده است که نرخ فرسایش بالا است. این نتایج نشان می‌دهد که در کاربری مورد مطالعه نقش شیب و عوامل فیزیوگرافی نسبت به ویژگی‌های ذاتی خاک مهم‌تر است. اما در عوض مشاهده کم‌ترین مقدار فرسایش و رسوب در تل سیاه و انار شیطان به خاطر فراوانی درصد شن در این کاربری‌ها است، چرا که ذرات شن به دلیل وزن بیشتر نسبت به سایر ذرات برای حرکت و انتقال نیاز به نیروی بیشتری دارند. از طرف دیگر وجود پوشش سنگی یا ورنی بیابانی روی کل سطح منطقه تل سیاه باعث شده است که از تاثیر مستقیم قطرات باران بر سطح خاک جلوگیری شده و از آنجا که اثر قطرات باران عامل اصلی ایجاد فرسایش بینشیاری است، بنابراین کمترین مقدار فرسایش بین‌شیاری در این منطقه دیده شد. از این رو در دو کاربری جنگل ویژگی‌های ذاتی خاک نقش بیشتری بازی می‌کنند. علاوه بر این مشاهده غلظت رسوب ۵۱ گرم در لیتر در جنگل حفاظت شده می‌تواند به دلیل پایداری نسبتا کم خاکدانه‌ها و هم‌چنین بعد فراکتال بالای آنها باشد که نشان از پایداری ضعیف خاکدانه دارد. از طرف دیگر مقاومت کششی خاکدانه ها در این کاربری پایین و ماده آلی منطقه هم کم هست (شکل ۲ ب). همه این عوامل باعث می‌شوند که در اثر برخورد قطرات باران و فرسایش بین‌شیاری غلظت رسوب در این منطقه بعد از مرتع دست خورده بیشترین مقدار باشد.

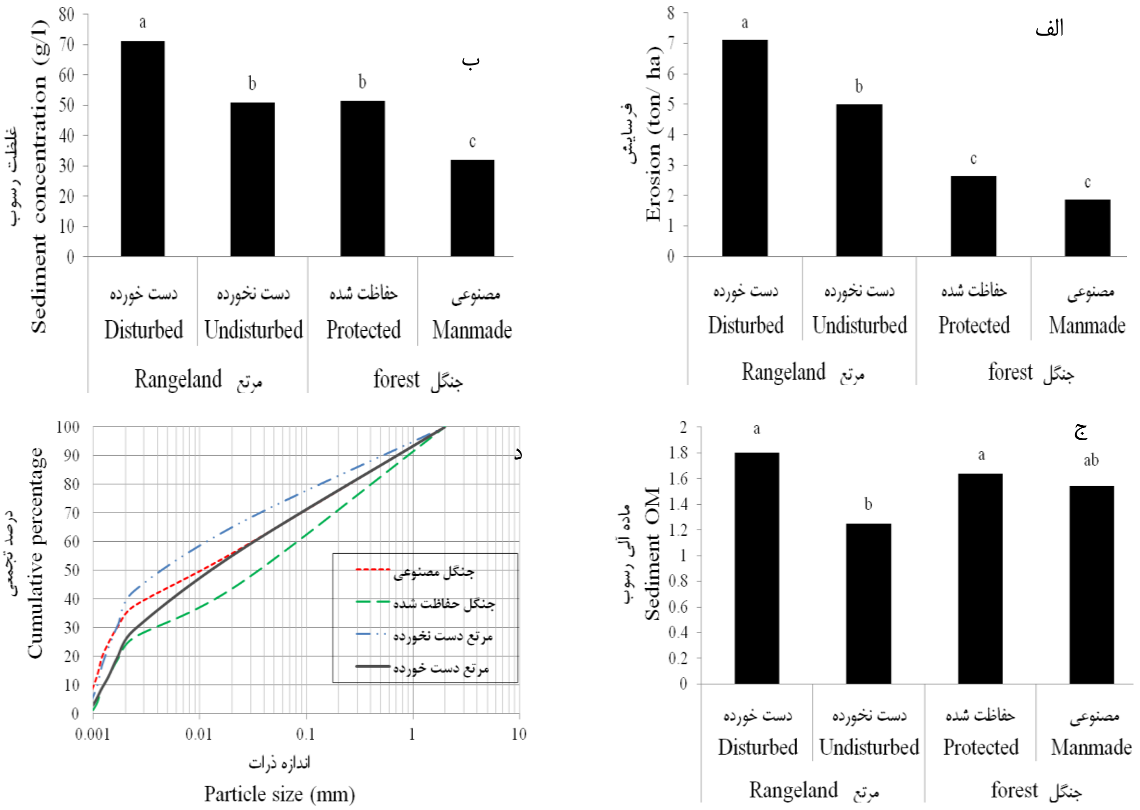
شکل ۳ (ج) کمترین مقدار ماده آلی رسوب را در مرتع دست‌نخورده و بیشترین مقدار آن را در مرتع دست‌خورده نشان می‌دهد. به طوری‌که میزان ماده آلی رسوب در مرتع دست‌خورده یک و نیم برابر بیشتر از مرتع دست‌نخورده بود. کم بودن مقدار ماده آلی رسوب در مرتع دست‌نخورده با وجود حداکثر بودن مقدار ماده آلی کل آن را می‌توان این‌گونه تفسیر کرد که احتمالا بیشتر ماده آلی این منطقه از نوع ماده آلی پایدار است که در زیر سطح خاک قرار دارند. چون در اثر فرسایش بین‌شیاری خاک سطحی فرسوده می‌شود، بنابراین مقدار ماده آلی رسوب مرتع دست‌نخورده از سایر مناطق کمتر است. هم‌چنین با توجه به اینکه در مرتع دست‌خورده و بعد از آن جنگل حفاظت شده میزان پایداری خاکدانه‌ها کمتر و تخریب‌پذیری خاک بیشتر بود، میزان تولید رسوب بالاتر و لذا میزان ماده آلی همراه با رسوب نیز در این کاربری‌ها بیشتر بود.

بزرگترین توزیع اندازه ذرات رسوب مربوط به جنگل حفاظت شده و کوچکترین مربوط به مرغزار بود. علت آن به درشت بودن بافت در جنگل و ریزتر بودن بافت خاک مرتع دست‌نخورده مربوط است. نتایج به دست آمده با نتایج کوی و همکاران (۳۵) مطابقت دارد.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که بیشترین مقدار فرسایش (۷ تن بر هکتار) و رسوب (۷۱ گرم بر لیتر) در مرتع دست‌خورده مشاهده شد. در حالی که جنگل مصنوعی کمترین مقدار فرسایش (حدود ۲ تن بر هکتار) و رسوب (۳۱ گرم بر لیتر) را داشت. نتایج هم‌چنین بیان می‌کند که بیشترین مقدار ماده آلی رسوب از مرتع دست‌خورده به دست آمد که احتمالا به دلیل زیاد بودن غلظت رسوب در این کاربری بود. از طرف دیگر به علت درشت بافت بودن جنگل حفاظت شده بزرگترین توزیع اندازه ذرات رسوب در این کاربری دیده شد. بررسی‌ها نشان داد که در برخی کاربری‌ها نقش ویژگی‌های ذاتی خاک مانند بافت خاک بیشتر و در برخی دیگر اثر شیب تعیین کننده‌تر است. به عنوان مثال جنگل حفاظت شده با کمترین مقدار پایداری خاکدانه (MWD)، حداقل مقاومت کششی و رس قابل پراکنش کم و بیشترین بعد فراکتال کمترین مقادیر فرسایش و رسوب را دارا بود، که نشان می‌دهد در این کاربری اثر بافت خاک و توزیع اندازه ذرات خاک بیشتر از پایداری خاکدانه است. از طرف دیگر مقایسه مقدار فرسایش و غلظت رسوب نشان می‌دهد که این دو ویژگی در کاربری‌های مورد مطالعه با هم مطابقت دارند. به این معنی که چون بیشترین مقدار فرسایش و بیشترین غلظت رسوب در مرتع دست‌خورده و کمترین آن در جنگل مصنوعی دیده می‌شود، بنابراین می‌توان غلظت رسوب را به

عنوان شاخص مقدار فرسایش در نظر گرفت. بـه طـور کلـی بهتـرین روش کاهش فرسایش بین‌شیاری در منطقه انجام اقـدامات مـدیریتی است که هم ساختمان خاک را بهبود بخشیده و هم فرسـایش‌پـذیری آن را کاهش دهد. از جملـه ایـن اقـدامات مـدیریتی حفـظ و احیـای پوشش گیاهی است که از این طریق ماده آلی افزایش یافتـه و سـطح خاک حفظ شده و اثر فرسایش قطره بارانی کاهش می‌یابد.



شکل ۲- الف: مقدار فرسایش، ب: غلظت رسوب، ج: ماده آلی و د: توزیع اندازه ذرات رسوب در کاربری‌های اراضی مختلف بعد از شبیه‌سازی باران

Figure 3- a: amount of erosion, b: sediment concentration, c: organic matter and d: particle size distribution of sediment in different land uses after rainfall simulating

منابع

1- Abrishamkesh S., Gorji M., and Asadi H. 2011. Long-term effects of land use on soil aggregate stability. International Agrophysics 25(2): 103-108.

2- Amiri I., Sodaiezade H., Mosleh Arani A., Taie Semiromi J. and Hakimzade M.A. 2019. Autecology of Tecomella undulata (Roxb.) Seem in southern Iran. Journal of Forest and Poplar Research 26(4): 506-519. (In Persian with English abstract)

3- Blake G.R., and Hartge K.H. 1986. Bulk density. In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis Part 1, Physical and Minerological Methods. Agron. Monogr. 9, 2nd ed. ASA and SSSA, Madison, WI, pp. 364–367.

4- Bongiovanni M.D., and Lobartini J.C. 2006. Particulate organic matter, carbohydrate, humic acid contents in soil macro- and microaggregates as affected by cultivation, Geoderma 136(2006): 660–665.

5- Brtnicky M., Elbl J., Dvorackova H., Kynicky J., and Hladky J. 2017. Changes in soil aggregate stability induced by mineral nitrogen fertilizer application. Acta universitatis agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis 65(5): 1477-1482.

6- Bruce-Okine E., and Lal R. 1975. Soil erodibility as determined by raindrop technique. Soil Science 119(2): 149-157.

7- Burt R., Reinsch T.G., and Miller W.P. 1993. A micro pipette-method for water dispersible clay. Communications in Soil Science Plant Analysis 24 (19&20): 2531-2544.

8- Calero N., Barron V., and Torrent J. 2008. Water dispersible clay in calcareous soils of southwestern Spain. Catena 74: 22-30.

9- Cambardella C.A., and Elliott E.T. 1993. Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. Geoderma 56: 449-457.
10- Chaplot V., and Cooper M. Soil aggregate stability to predict organic carbon outputs from soils. Geoderma 243–244: 205-213.
11- Chen X.Y., Zhao Y., Mi H.X., and Mo B. 2016. Estimating rill erosion process from eroded morphology in flume experiments by volume replacement method. Catena 136: 135-140.
12- Christon R. 2015. Vegetation, inter rill erosion and aggregate stability on grazed alpine meadows. Master thesis.
13- Dexter A.R., and Kroesbergn B. 1985. Methodology for determination of tensile strength of soil aggregates. Journal of Agricultural Engineering Research 31: 139-147.
14- Ding W., and Huang C. 2017. Effects of soil surface roughness on interrill erosion processes and sediment particle size distribution. Geomorphology 295: 801-810.
15- FAllahzade J., and Hajabbasi M. 2012. Land use change effects on carbohydrate fractions total and particulate organic matter of forest soils in central Zagros Mountains. Journal of applied Sciences 12(4): 387-392.
16- Gee G.W., and Bauder J.W. 1982. Particle-size analyses In: Klute, A. (Ed.), Method of Soil Analyses, Part 1: Physical and Mineralogical Methods, 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, 383–411.
17- Gumiere S.J., Le Bissonnais Y., and Raclot D. 2009. Soil resistance to interrill erosion: Model parameterization and sensitivity, Catena 77: 274–284.
18- Hillel D. 1980. Fundamentals of soil physics. New York: Academic Press, 1980.
19- Jordan A. and Martinez-Zavala L. 2008. Soil loss and runoff rates on unpaved forest roads in southern Spain after simulated rainfall. Forest Ecology and Management 255(2008): 913-919.
20- Kamphorst A. 1987. A small rainfall simulator for the determination of soil erodibility, Netherlands. Journal of Agricultural Science 35: 407-415.
21- Kavdir Y., Ozcan H., Ekinci H., Yigini Y., and Yuksel O. 2004. The influence of clay content, organic carbon and land use types on soil aggregate stability and tensile strength. Turkish Journal of Agriculture and Forestry 28(3): 155-162.
22- Le Bissonnais Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: 1. Theory and methodology, European Journal of Soil Science 47: 425-437.
23- Legout C., Leguedois S., and Le Bissonnais Y. 2005. Aggregate breakdown dynamics under rainfall compared with aggregate stability measurements, European Journal of Soil Science 56: 225–237.
24- Levy G.J., and Mamedov A.I. 2002. High-Energy-Moisture-characteristic aggregate stability as a predictor for seal formation. Soil Science Society of America Journal 66: 1603–1609.
25- Li Z., Zhang G., Geng R., and Wang H. 2015. Rill erodibility as influenced by soil and land use in a small watershed of the Loess Plateau, China, Biosystems Engineering 129: 248–257.
26- Mahmoodabadi M., and Arabkhedri M. 2011. Rainfall and erosion simulation laboratory soil conservation and watershed management research institute: characteristics, capabilities and applications. Journal of Irrigation and Water Engineering 1(3): 1-11. (In Persian with English abstract)
27- Mamedov A.I., Huang C., and Levy G.J. 2006. Antecedent moisture content and aging duration effects on seal formation and erosion in smectitic soils. Soil science society of America Journal 70: 832–843.
28- Mamedov A.I., Mamedov G.S., and Mikailsoy, F. 2013. An effective aggregate stability method for soil management and quality evaluation. Soil-Water Journal 2, Number 2(1).
29- McLean E.Q. 1982. Soil pH and lime requirement. In: Page, A.L. Miller, R.H. Keeney, D.R (Eds). Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and microbilogycal Pproperties, 2nd Ed Agronomy. 9: 199-224.
30- Miller W.P., and Miller D.M. 1987. A micro-pipette method for soil mechanical analysis. Communications in Soil science and plant analysis, 18:1, 1-15, DOI: 10.1080/00103628709367799.
31- Nciizah A.D., and Wakindiki I.I.C. 2012. Particulate organic matter, soil texture and mineralogy relations in some Eastern Cape ecotopes in South Africa. South African Journal of Plant and Soil 29(1): 39-46.
32- Olsen S.R., and Sommers L.E. 1982. Phosphorus, In: A. L. Page (ed.) Methods of soil analysis Agron. No. 9, Part2: Chemical and microbiological properties, 2nd ed., P. 403-430. American society agronomy, Madison, WI, USA.
33- Ontl T.A., Cambardella C.A., Schulte L.A. and Kolka R.K. 2015. Factors influencing soil aggregation and particulate organic matter responses to bioenergy crops across a topographic gradient. Geoderma 255-256: 1-11.
34- Page A.L., Miller R.H., and Keeney D.R. 1982. Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties, 2nd ed, Agron. Monog. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
35- Qi F., Zhang R., Liu X., Niu Y., Zhang H., Li H., Li J., Wang B., and Zhang G. 2018. Soil particle size distribution characteristics of different land-use types in the Funiu mountainous region. Soil and Tillage Research 184: 45-51.
36- Reis D.A., de Lima C.L.R., Pauletto E.A., Dupont P.B., and Pillon C.N. 2014. Tensile strength and friability of an alfisol under agricultural management systems. Scientia Agricola 71(2): 163-168.
37- Rienzy E.A., Fox J.A., Grove J.H., and Motocha C.J. 2013. Interrill erosion in soils with different land uses: The kinetic energy wetting effect on temporal particle size distribution, Catena 107: 130–138.

38- Roades, J.D. 1996. Salinity: electrical conductivity and and total dissolved solids. Method of soil analysis, Part 3: Chemical Methods. Madison. Wisconsin, USA. 417-436.
39- Robichaud P.R., Wagenbrenner J.W., and Brown R.E. 2010. Rill erosion in natural and disturbed forests: 1. Measurements, Water resources research, Vol. 46, W10506, doi: 10.1029/2009WR008314, 2010.
40- Roodab Paydar Consulting Engineers, 2011. Detailed studies of forest resources management plan in Tal Siah area, ministry of Agriculture. (In Persian)
41- Sabznegar Afaq Co. 1999. Farrash rangeland plan, ministry of Agriculture. (in Persian)
42- Saman Sabz Ariyan Consulting Engineers, 2008. Marghzar rangeland plan, ministry of Agriculture. (In Persian)
43- Saygın S.D., Cornelis W.M., Erpul G., and Gabriels D. 2014. Comparison of different aggregate stability approaches for loamy sand soils. Applied soil ecology 54:1-6.
44- Sheridan G.J., Noske P.J., Lane P.N.J., and Sherwin C.B. 2008. Using rainfall simulation and site measurements to predict annual interrill erodibility and phosphorus generation rates from unsealed forest roads: Validation against in-situ erosion measurements, Catena 73: 49–62.
45- Sparks D.L. Ed. 1996. Methods of Soil Analysis, Part3. Chemical Methods. SSSA Book Series, vol. 5. American sSociety of agronomy and soil science society of America, Madison, WI, USA. p. 1390.
46- Tajik F., Rahimi H., and Pazira E. 2002. The Effect of Soil Organic Matter, Electrical Conductivity, and Sodium Adsorption Ratio on Tensile Strength of Aggregates. JWSS. 2002 6(3): 151-161. (In Persian with English abstract)
47- Teramage M.T., Onda Y., Kato H., Wakiyama Y., Mizugaki S., and Hiramatsu S. 2013. The relationship of soil organic carbon to 210Pbex and 137Cs during surface soil erosion in a hillslope forested environment. Geoderma 192: 59-67.
48- Van Bavel C.H.M. 1950. Mean Weight Diameter of Soil Aggregates as a Statistical Index of Aggregation. Soil Science Society of America Journal 14: 20-23.
49- Walkly A., and Black I.A. 1934. An examination of digestion methods for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic and titration. Soil Science Society of America Journal 37: 29-38.
50- Yang P.L., Luo Y.P., and Shi Y.C. 1993. Fractal features of soil defined by grain weight distribution. Chinese Science Bulletin 38(20):1896–1899.
51- Zhang K.L., Shu A.P., Xu X.L., Yang Q.K., and Yu B. 2008. Soil erodibility and its estimation for agricultural soils in China. Journal of Arid Environments 72: 1002–1011.
52- Zheng Z., He S., and Li T. 2011. Fractal dimensions of soil structure and soil anti erodibility under different land use patterns. African Journal of Agricultural Research 6(24): 5496-5504.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 455-469

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۶۹-۴۵۵

Effect of Forest and Pasture Land Uses on Interrill Erosion and Some of Soil Physical Properties in Southeastern Iran

A. Sharifi [1*]- H. Shirani[2]- A.A. Besalatpour[3]- I. Esfandiarpour-Boroujeni[4]
Received: 11-11-2019
Accepted: 10-2-2020

Introduction: Interrill erosion is one of the major types of erosion playing key role in the transport of fine particles of the soil, particularly in arid and semi-arid regions, which leads to the decrement of soil fertility and surface water pollution. Land-use change is one of the main ways which reflect the interaction of human activities and the natural environment and can impact soil aggregation, aggregate stability, and erodibility. Hence, this research aimed to evaluate the susceptibility of soils under different land-use types (four types) to interrill erosion using both rainfall simulation test and soil aggregate stability indexes. The location of study area was around Jiroft city.

Materials and Methods: This study was conducted in four types of land use around Jiroft city in southern Iran, including disturbed pasture, undisturbed pasture, protected forests, and artificial forest. For each land use, 25 points were selected (A total of 100 points for all land uses). To measure soil physical and chemical properties, disturbed and undisturbed soil samples were collected from each point at a depth of 0–20 cm. The samples were transported to the laboratory where these samples were then air-dried. Some soil properties such as texture, organic carbon, electrical conductivity, soil acidity, calcium carbonate equivalent, and bulk density were measured, and available nitrogen, phosphorus, and potassium in the soil and sediment samples were also determined. Furthermore, some characteristics of soil particles, including the geometric mean diameter, geometric standard deviation, particulate organic matter, water-dispersible clay, tensile strength of soil aggregate, mean weight diameter and fractal dimension of aggregates were determined. To assess how susceptible are soils to interrill erosion, rainfall simulator was used to generate rainfall with an average intensity of 60 mm/h.

Results and Discussion: According to the results, the undisturbed pasture revealed the highest content of organic matter, particulate organic matter, clay, and tensile strength, while the minimum values of bulk density, sand percentage, and fractal dimension have been observed in this land use. For this reason, it is assumed that the aggregates of undisturbed pasture (intact rangeland) show more stability than other three land uses. The maximum and minimum values of bulk densities were observed in the protected forest (1.58 g cm^{-3}) and undisturbed pasture (1.43 g cm^{-3}), respectively. On the other hand, the highest value of aggregates fractal dimension, as well as minimum values for mean weight diameter and dispersible clay in the protected forest demonstrated that this land use had either no aggregate or its aggregates were very fine. As a matter of fact, lack of organic matter and insufficient clay content can be considered to be the reasons for poor aggregate stability in this land use. The highest and lowest values for tensile strength of soil aggregate were found in the undisturbed rangeland (64.82 kPa) and protected forest (34.38 kPa), respectively. The variations in the tensile strength of soil aggregate can be attributed to the changes in the contents of clay and organic matter in different land uses. Moreover, despite the maximum amount of total organic matter in the undisturbed pasture (or intact rangeland), the amount of sediment organic matter in this land use was lower than the other three land uses. It is because of the fact that most of the OM in this area was of a stable organic matter type, which was under the soil surface and was accordingly protected from surface erosion. The particle size distribution of sediment was smaller in the undisturbed pasture, whereas it was found to be larger in the protected forest. The reason can be attributed to the coarse-textured soil in the forest compared to the finer-textured soil in the undisturbed pasture (or intact rangeland). In addition, the highest sediment concentration and the highest rate of erosion were observed in the disturbed pasture. The artificial forest accounted for the minimum sediment concentration, while the artificial forest, as well as the protected forest, revealed the lowest erosion rate.

1, 2 and 4- Ph.D. Student in Soil Physics and Conservation, Professor and Assosiate Professor, Department of Soil Science and Engineering, Vali-e-Asr University of Rafsanjan, Iran, respectively.
(*- Corresponding Author Email: Arezoo_sha62@yahoo.com)
3- Ph.D. in Soil Science and Assistant Professor, Inter3 Institute for Resource Management, Berlin, Germany
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.83911

Conclusion: The results of the current research demonstrated the high rate of interrill erosion in all land uses so that the disturbed pasture and artificial forest accounted for the highest and the lowest rate of erosion (7 and 2 ton/ha) respectively. According the results, intrinsic soil characteristics such as soil texture played major role in some land uses, while for the others, the slope impact was more crucial. On the other hand, both erosion rate and sediment concentration revealed the same trend under four different land uses of the study area. Therefore, because of the fact that the highest and the lowest rate of erosion, as well as sediment concentration, were found to be in the disturbed pasture, and the artificial forest, respectively, therefore the sediment concentration can be considered to be an important index for soil erosion. Due to high rates of erosion occurring in the study areas, some measures have to be undertaken to prevent and control soil erosion in this area. To achieve this aim, preventing people from entering the vulnerable area, avoiding livestock grazing, protecting existing plants and restoration of native plants can be mentioned as efficient measures to improve conditions.

Keywords: Dispersible clay, Fractal dimension, Rainfall simulator, Sediment, Tensile strength of aggregate

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 471-483

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۸۳-۴۷۱

مقاله علمی-پژوهشی

بررسی تأثیر پارامترهای خاک بر ضرایب جذب فسفر در خاک‌های سنگین مناطق مختلف دشت قزوین

بهنوش کمالی[۱]- علی مهدوی مزده[۲]*- عباس ستوده نیا[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۰/۰۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۲/۰۸

چکیده

دشت قزوین به لحاظ کشت انواع محصولات کشاورزی یکی از مهم‌ترین دشت‌های ایران به شمار می‌آید. با توجه به اینکه هر ساله در این منطقه مقادیر بالایی از کودهای فسفاتی به منظور افزایش تولید محصول استفاده می‌گردد، بررسی چگونگی رفتار فسفر در خاک‌های این منطقه از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. بدین منظور در این مطالعه با استفاده از آزمایش‌های رآکتوری به بررسی جذب تعادلی و سینتیک فسفر در خاک مناطق مختلف دشت قزوین پرداخته شد. به این ترتیب که نمونه‌های خاک در بازه‌های زمانی مختلف در تماس با غلظت‌های مختلف فسفر محلول در دستگاه شیکر قرار داده شده و مقادیر نهایی فسفر محلول و جذب شده به نمونه‌های خاک تعیین گردید. مطابق با نتایج این مطالعه، ایزوترم لانگمیر با ضریب تعیین بین ۰/۸۷ تا ۰/۹۹ مناسب‌ترین معادله در پیش‌بینی جذب تعادلی فسفر در خاک‌های چهار منطقه زعفران، کوچار، مهدی آباد و کمال آباد بوده و معادله کو و لوتس با ضریب تعیین ۰/۹۷۴ بالاترین دقت را در برآورد جذب سینتیک فسفر در نمونه خاک منطقه مهدی آباد داشته است. همچنین ضرایب همبستگی رگرسیون خطی بین تعدادی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و ضرایب جذب معادله لانگمیر با استفاده از نرم‌افزار Minitab تعیین شده و مشخص گردید که درصد ماده آلی، کلسیم محلول و رس با ضرایب همبستگی ۰/۹۷-، ۰/۹۲- و ۰/۶۱ از اثرگذارترین پارامترهای خاک در میزان حداکثر ظرفیت جذب فسفر در خاک بوده‌اند. براساس مشاهدات، حداکثر ظرفیت جذب برای خاک‌های مورد مطالعه ۳۰۷ تا ۴۹۱ میلی‌گرم فسفر در کیلوگرم خاک بوده است.

واژه‌های کلیدی: ایزوترم لانگمیر، تعادلی، رگرسیون خطی، سینتیک، ضریب همبستگی

مقدمه

رشد سریع جمعیت، کشاورزی و فاضلاب صنعتی و خانگی منجر به ایجاد سطوح بالایی از آلاینده‌ها می‌گردد و نرخ در حال افزایش این آلودگی‌ها به شدت بر کیفیت آب تأثیرگذار است (۳۳). منابع نقطه‌ای آلودگی آب از اواخر دهه ۱۹۶۰ به دلیل سهولت نسبی در شناسایی، قانون‌گذاری و پیشرفت در تکنولوژی کنترل آلودگی کاهش یافته‌اند. در نتیجه، سهم نسبی منابع غیر نقطه‌ای در مسائل کیفیت آب افزایش یافته است (۲۷). شناسایی، تعیین کمیت و کنترل آلودگی با منبع غیر نقطه‌ای از زمین‌های کشاورزی به این دلیل که پساب حاصل از فعالیت‌های کشاورزی به صورت تصفیه نشده بوده و حاوی مقادیر زیادی از مواد مغذی و آلی است و از سویی دیگر تلفات از این منابع به صورت پراکنده و در طول مدت زمان رخداد بارندگی‌های شدید صورت می‌گیرد، دشوار است (۱۰). شواهد گسترده‌ای وجود دارد مبنی بر اینکه خاک‌هایی با غلظت‌های بالای فسفر می‌توانند منابع قابل توجهی از آلودگی غیر نقطه‌ای فسفر برای آب‌های سطحی و آب‌های زیرزمینی کم عمق باشند (۳۷).

دشت قزوین از مهم‌ترین دشت‌های کشاورزی ایران به شمار می‌رود و از جایگاه ویژه‌ای در تأمین مواد غذایی مورد نیاز مردم کشور برخوردار است. با توجه به اهمیت فسفر به عنوان یک ماده مغذی ضروری در تولید محصول و همینطور محدود بودن مقدار آن در اغلب خاک‌ها، هر ساله مقادیر بالایی از کودهای شیمیایی فسفاتی توسط کشاورزان به منظور افزایش بهره‌وری در تولیدات کشاورزی و زراعی در این منطقه استفاده می‌گردد. مقادیر اضافی فسفر محلول خاک به طور بالقوه باعث می‌شوند که تلفات آن از طریق جریان آب بر روی سطح خاک یا آبشویی از پروفیل خاک رخ دهد (۲، ۲۲ و ۲۸). در

۱، ۲ و ۳- به‌ترتیب دانشجوی دکتری و دانشیاران گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، قزوین، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: al.mahdavi@eng.ikiu.ac.ir)
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.84512

بسیاری از مناطق کشاورزی در دشت قزوین بافت خاک سنگین و دارای ظرفیت بالایی در جذب فسفر کاربردی است و از سویی دیگر سطح سفره آب‌های زیرزمینی پایین است؛ از این رو بیش‌ترین خطر مدیریت نامناسب مصرف کودهای فسفاتی، ورود مقادیر اضافی فسفر محلول به جریانات سطحی می‌باشد (۳۲).

بررسی دینامیک فسفر خاک و چرخه آن در اکوسیستم‌های زراعی و آبی به دلیل نقش فسفر در بسیاری از مسائل زیست‌محیطی، اقتصادی و زراعی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (۹). برای درک چگونگی انتقال فسفر از خاک‌هایی با فسفر زیاد به گیاه یا آب‌های سطحی، آشنایی با فرآیند جذب و عوامل مؤثر بر آن، مکانیسم‌های مربوط به آن و مدل‌های توصیف‌کننده این فرآیند (ایزوترم‌های جذب) ضروری به نظر می‌رسد (۱۹).

نگوین و مائدا (۲۶) در مطالعه‌ای بر روی سینتیک جذب فسفر در خاک‌های قلیائی منطقه‌ای کشاورزی در ژاپن با pH بین ۷/۳۸ تا ۸/۴۴، ایزوترم لانگمیر را به عنوان مناسب‌ترین ایزوترم منطبق بر آزمایش‌های جذب گزارش نمودند. ولدی و هایلی (۳۸) معادلات فروندلیچ (ضریب تعیین ۰/۹۷ تا ۱) و لانگمیر (ضریب تعیین ۰/۹ تا ۰/۹۷) را بر آزمایش‌های رآکتوری در چند نمونه خاک کشاورزی در جنوب اتیوپی با شرایط اسیدی منطبق دانستند. کائو و همکاران (۳) ایزوترم، سینتیک و ترمودینامیک جذب فسفر را در رسوبات رودخانه‌ای در چین مورد بررسی قرار داده و فرآیند جذب تعادلی و سینتیک را به خوبی توسط معادلات لانگمیر و مرتبه اول توصیف نمودند. حمدی و همکاران (۹) در چند نمونه خاک تونس با pH ۸/۱۲ تا ۸/۶ به بررسی سینتیک جذب فسفر پرداختند و مدل شبه مرتبه دوم با ضریب همبستگی ۰/۹۱ تا ۰/۹۹ را به عنوان مناسب‌ترین مدل سینتیک منطبق بر مشاهدات جذب گزارش نمودند. معاضد و همکاران (۲۴) گزارش نمودند که ایزوترم لانگمیر بیش‌ترین تطابق را با داده‌های آزمایشگاهی جذب فسفر در نمونه‌های خاک اسیدی (pH در محدوده ۶ تا ۶/۸) در جنوب غربی ایران داشته است. فربودی (۵) نیز در مطالعه‌ای ظرفیت جذب فسفر را در سه سری خاک آهکی منطقه کرج با استفاده از شکل خطی دو معادله فروندلیچ و لانگمیر تعیین نموده و ضریب همبستگی در هر دو معادله را معنی‌دار اعلام نمود. صفری سینجانی و صدری (۳۰) نیز سینتیک جذب فسفر را در نمونه خاک‌های دو استان گیلان (pH بین ۶/۸ تا ۵/۹) و استان همدان (pH بین ۷/۸ تا ۸) مورد بررسی قرار داده و معادلات مرتبه اول، مرتبه دوم، الوویچ و توانی را بر فرآیندهای رسوب و جذب فسفر در این خاک‌ها منطبق دانستند. در مطالعه مهدی‌زاده و همکاران (۲۰) بر روی بررسی تأثیر ماده آلی بر سینتیک جذب فسفر، معادله سینتیک دو ثابته در بین معادلات مورد بررسی در چهار نمونه خاک آهکی قلیائی در آذربایجان شرقی برتر شناخته شد. محمود سلطانی و همکاران (۲۱) در مطالعه‌ای بر روی فسفر قابل استفاده در چند نمونه خاک با pH بین ۶/۹۷ تا ۷/۳۳، معادلات سینتیک مرتبه اول و مرتبه دوم را دارای بالاترین ضرایب همبستگی با آزمایش‌های جذب و مناسب در پیش‌بینی سینتیک جذب در این مطالعه دانستند.

هدف از این مطالعه، بررسی و مقایسه ایزوترم‌های معمول جذب فسفر در نمونه‌های خاک از چهار منطقه کشاورزی واقع در دشت قزوین و تعیین مناسب‌ترین معادله در توصیف جذب تعادلی و شناسایی دقیق‌ترین مدل برآورد جذب سینتیک از بین معادلات سینتیک مورد بررسی در یکی از نمونه‌های خاک بود. همچنین، به بررسی میزان همبستگی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مختلف با ضرایب جذب معادله لانگمیر پرداخته شد؛ تا علاوه بر شناسایی فرآیند جذب فسفر در خاک‌های مورد نظر، میزان اثرگذاری پارامترهای خاک در حداکثر ظرفیت جذب نیز مشخص گردد.

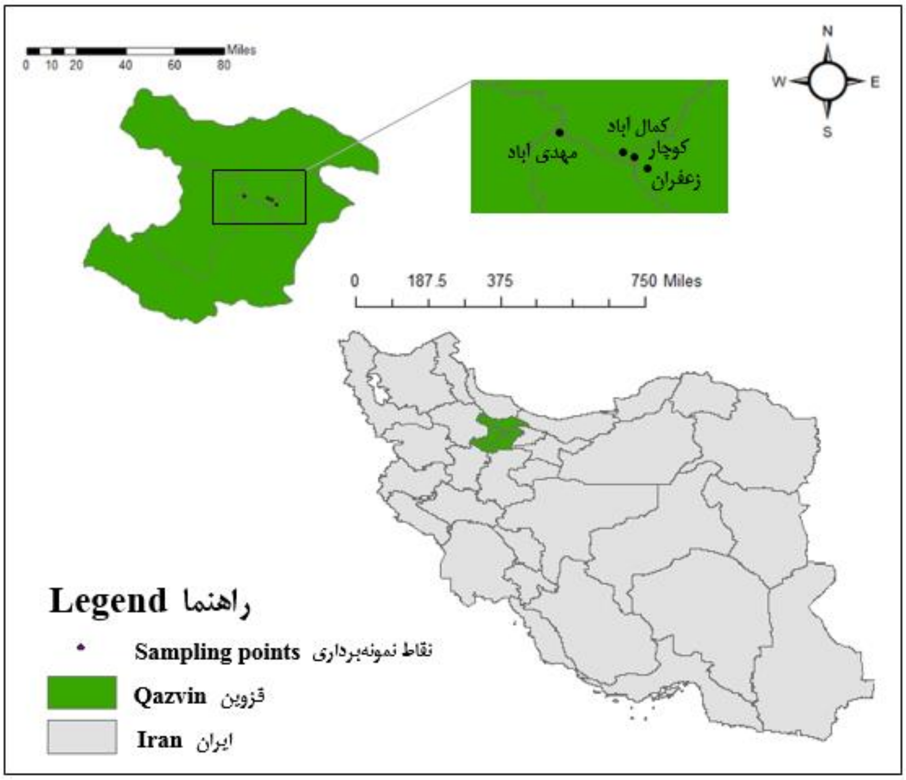
مواد و روش‌ها

مشخصات محل مورد مطالعه

نمونه‌های خاک برای انجام مطالعات جذب از مناطق کشاورزی چهار روستای کمال آباد، مهدی آباد، زعفران و کوچار واقع در شمال دشت قزوین برداشت شدند. تمامی مناطق مورد مطالعه، تحت کشت محصولات زراعی شامل گندم، جو، ذرت و یونجه بوده و استفاده از کودهای فسفاتی توسط کشاورزان در این مناطق امری معمول است. مطابق با آمار اداره تحقیقات هواشناسی استان قزوین در سال ۱۳۹۵، متوسط دما و میانگین بارش سالانه در محدوده مورد مطالعه که دارای اقلیم نیمه خشک سرد است، به ترتیب ۱۴-۱۲ درجه سانتی‌گراد و ۳۳۰-۲۷۰ میلی‌متر می‌باشد (۱۱). موقعیت قرارگیری مکان‌های مورد مطالعه در شکل ۱ نمایش داده شده است. مشخصات مربوط به طول و عرض جغرافیایی و بافت خاک مناطق نمونه‌برداری نیز در جدول ۱ آورده شده است.

آزمایش‌های خاک

در اواخر بهار سال ۱۳۹۷، نمونه‌های خاک از چهار منطقه مورد نظر و از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی‌متری برداشت شده و پس از خشک شدن در معرض هوا جهت انجام آزمایش‌های مربوط به خاک و جذب فسفر در کیسه‌های پلاستیکی نگهداری شدند. در تعیین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی هر نمونه‌ی خاک چندین پارامتر مورد بررسی قرار گرفت که نتایج مربوط به این آنالیزها در جدول ۲ آورده شده است. تعیین درصد شن، سیلت و رس و بافت خاک با استفاده از آزمایش دانه‌بندی و هیدرومتری صورت گرفت (۷). pH و هدایت الکتریکی (EC) خاک در نمونه‌ی عصاره‌ی گل اشباع با استفاده از pH متر و EC متر اندازه‌گیری شدند (۲۹ و ۳۵).



شکل ۱- نمایش مکان مربوط به نقاط برداشت نمونه
Figure 1- Location of sampling points

جدول ۱- اطلاعات جغرافیایی و بافت خاک مناطق مورد مطالعه
Table 1- Geographical information and soil texture of the studied areas

نمونه خاک Soil sample	منطقه مورد مطالعه Studied area	عرض جغرافیایی Latitude	طول جغرافیایی Longitude	بافت خاک Soil texture
A	زعفران Zaaferan	36°06’23”	50°06’55.8”	لوم رسی Clay loam
B	کوچار Koochar	36°07’53.1”	50°04’41.2”	لوم رسی Clay loam
C	مهدی آباد Mehdi absd	36°09’11”	49°52’52.5”	رسی Clay
D	کمال آباد Kamal abad	36°08’83.1”	50°03’13.8”	لوم رسی Clay loam

آهن قابل دسترس توسط محلول DTPA استخراج شده و به وسیله‌ی دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد (۱۷). فسفر کل (قابل دسترس و غیر قابل دسترس) نیز با استفاده از روش هضم با اسید نیتریک و اسید پرکلریک و به وسیله‌ی دستگاه اسپکتروفتومتر اندازه‌گیری شدند (۱۵ و ۲۵). درصد ماده آلی خاک (کربن آلی) به روش اکسیداسیون تر واکلی بلک (۳۶) و غلظت کلسیم در عصاره اشباع و درصد کربنات کلسیم خاک نیز به روش تیتراسیون تعیین گردیدند (۱۸).

آزمایش‌های جذب فسفر

در این مطالعه، به منظور تعیین میزان فسفر جذب شده به ذرات خاک از آزمایش‌های رآکتوری و از یک روش استاندارد و توصیه شده توسط گروه SERA-IEG 17 استفاده شده است (۲۷). مراحل انجام آزمایش تعادلی مطابق استاندارد ذکر شده به صورت زیر بوده است:

۱- نمونه‌های خاک خشک، کوبیده شده و با هدف حذف ریشه و سایر مواد اضافی از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شدند.

۲- یک گرم از نمونه خاک عبوری از الک در ظرف ۶۰ میلی‌لیتری قرار داده شد.

جدول ۲- مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد بررسی

Table 2- Physical and chemical properties of the studied soils

نمونه خاک Soil sample	EC (dS/m)	pH	کربنات کلسیم Calcium carbonate (%)	ماده آلی Organic matter (%)	فسفر P ($mg.kg^{-1}$)	کلسیم Ca ($mg\ kg^{-1}$)	آهن Fe ($mg\ kg^{-1}$)	شن Sand (%)	سیلت Silt (%)	رس Clay (%)
A	0.77	7.18	19.00	0.54	735.0	35.5	5.6	28	35	37
B	0.65	7.88	13.22	1.00	807.8	80.8	5.2	40	29	31
C	0.66	8.22	12.56	0.83	871.0	36.7	8.0	32	27	41
D	0.85	8.17	14.69	0.80	688.4	56.0	6.2	44	24	32

۳- محلول ۰/۰۱ مولار کلسیم کلرید تهیه شده و با اضافه کردن مقادیر مشخصی از منو فسفات پتاسیم (KH_2PO_4) به این محلول، غلظت‌های مختلف فسفر شامل ۰، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۳۰ و ۸۰ میلی‌گرم در لیتر ایجاد گردید. ۲۵ میلی لیتر از این محلول‌ها به منظور ایجاد نسبت ۱:۲۵ خاک به محلول به هریک از نمونه‌های خاک (A, B, C, D) اضافه شده و سه قطره کلروفرم نیز برای جلوگیری از فعالیت میکروبی به هریک از ظرف‌های حاوی نمونه خاک و محلول افزوده شد.

۴- نمونه‌های سوسپانسیون به مدت ۲۴ ساعت در دستگاه شیکر (سرعت ۲۵۰ دور در دقیقه) با دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند (با توجه به اینکه براساس مطالعات صورت گرفته، زمان تقریبی دستیابی به شرایط تعادلی برای جذب فسفر ۲۴ ساعت است).

۵- پس از این مدت نمونه‌ها از دستگاه خارج شده و به مواد معلق به مدت یک ساعت اجازه ته نشینی داده شده و سپس نمونه‌ها از کاغذ صافی (واتمن ۴۲) عبور داده شدند.

۶- غلظت فسفر در محلول‌های عبوری از صافی به روش وانادو مولیبدات و با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۴۷۰ نانومتر اندازه‌گیری گردید.

مقدار فسفر جذب شده به هر نمونه خاک از طریق معادله ۱ که در زیر نمایش داده شده است، محاسبه شد:

$$q = \frac{(c_0 - c)V}{w} \qquad (۱)$$

در این معادله، q میزان فسفر جذب شده به خاک ($mg\ g^{-1}$)، c_0 غلظت اولیه فسفر ($mg\ l^{-1}$)، c غلظت نهایی فسفر ($mg\ l^{-1}$)، V حجم محلول (l) و w وزن خاک (g) می‌باشد (۱۲، ۱۳ و ۳۸).

آزمایش جذب سینتیک نیز به همین ترتیب صورت گرفت با این تفاوت که نمونه‌ی خاک مهدی آباد (نمونه C) با مقدار جذب متوسط در بین خاک‌های مورد بررسی انتخاب شده و محلول فسفر با غلظت ۲۰ میلی‌گرم در لیتر به نمونه‌های خاک اضافه شد. زمان تماس محلول با خاک ۱۰، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۴۸۰، ۹۶۰، ۱۴۴۰، ۲۸۸۰ و ۴۳۲۰ دقیقه در نظر گرفته شده و نمونه‌های سوسپانسیون خاک پس از خارج سازی از دستگاه شیکر به مدت ۱۰ دقیقه در دستگاه سانتریفیوژ با سرعت ۳۰۰۰ دور در دقیقه قرار گرفته و سپس از فیلتر ۰/۴۵ میکرون عبور داده شدند. در این بخش از مطالعه، با استفاده از دستگاه سانتریفیوژ مدت زمان لازم برای ته‌نشینی ذرات خاک در نمونه‌های سوسپانسیون به حداقل رسانیده شد؛ تا از تماس بیش‌تر فسفر با خاک پس از اتمام بازه‌های زمانی مورد نظر و ایجاد خطا در مقادیر اندازه‌گیری شده جذب جلوگیری گردد.

تعیین ایزوترم‌های جذب

در این مطالعه با استفاده از نرم‌افزار CurveExpert 1.4 و با منطبق ساختن ایزوترم‌های خطی، لانگمیر، فروندلیچ و ون هوآی بر داده‌های به دست آمده از آزمایش‌های جذب تعادلی در نمونه‌های خاک مورد بررسی، ضرایب ثابت در این معادلات (پارامترهای جذب) تخمین زده شدند. همچنین، با محاسبه ضریب تعیین (r^2) و خطای معیار برآورد (s) برای هریک از این معادلات که نشان‌دهنده میزان خطا و یا دقت معادلات در برآورد میزان جذب فسفر در خاک است، مناسب‌ترین ایزوترم جذب فسفر برای هریک از خاک‌ها تعیین گردید. روابط مربوط به ضریب همبستگی (r) و خطای معیار برآورد در معادلات ۲ و ۳ آورده شده‌اند.

$$r_{xy} = \frac{n\sum xy - \sum x \sum y}{\sqrt{(n\sum x^2 - (\sum x)^2)(n\sum y^2 - (\sum y)^2)}} \qquad (۲)$$

$$s_{xy} = \sqrt{\frac{\sum (y-x)^2}{n-2}} \qquad (۳)$$

که در آن‌ها، n تعداد مشاهدات و x و y مقادیر مشاهداتی و پیش‌بینی شده می‌باشند (۲۳).

معادلات مربوط به ایزوترم‌های خطی، لانگمیر، فروندلیچ و ون هوآی به ترتیب در روابط ۴، ۵، ۶ و ۷ نمایش داده شده‌اند:

$$q_e = kc_e \quad (۴)$$

$$q_e = \frac{q_m k_l c_e}{1+k_l c_e} \quad (۵)$$

$$q_e = k_f c_e^n \quad (۶)$$

$$q_e = m + n\sqrt{c_e} \quad (۷)$$

که در این معادلات، q_e مقدار فسفر جذب شده در واحد وزن خاک ($mg\ g^{-1}$)، c_e غلظت فسفر در محلول تعادلی ($mg\ l^{-1}$)، k ضریب جذب فسفر به سطوح غیرمتحرک ($l\ g^{-1}$)، q_m ظرفیت جذب ماکزیمم ($mg\ g^{-1}$)، k_l و k_f ثابت جذب لانگمیر و فروندلیچ ($l\ g^{-1}$)، n ضریب وابسته به انرژی جذب فسفر (توان فروندلیچ) و m و n در معادله‌ی آخر نیز ضریب جذب و پارامتر ثابت ون هوآی ($l\ g^{-1}$) هستند (۲۴).

تعیین مدل‌های جذب سینتیک

به منظور تعیین مدل مناسب در توصیف جذب سینتیک فسفر در نمونه خاک مورد نظر، مدل‌های شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، نفوذ درون ذره‌ای و همینطور معادلات ارائه شده توسط کو و لوتس (۱۹۷۴)، بارو و شاو (۱۹۷۵) و پاندا و همکاران (۱۹۷۸) مورد بررسی قرار گرفتند که به ترتیب در روابط ۸، ۹، ۱۰، ۱۱، ۱۲ و ۱۳ نمایش داده شده‌اند:

$$q_t = q_e[1 - exp(-k_1 t)] \quad (۸)$$

در این معادله، q_e مقدار فسفر جذب شده در حالت تعادل ($mg\ g^{-1}$)، q_t مقدار فسفر جذب شده در زمان t ($mg\ g^{-1}$)، k_1 ثابت سینتیک مرتبه اول ($g\ min^{-1}$) است.

$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1+q_e k_2 t} \quad (۹)$$

در آن، q_e مقدار فسفر جذب شده در حالت تعادل ($mg\ g^{-1}$)، q_t مقدار فسفر جذب شده در زمان t ($mg\ g^{-1}$)، k_2 ثابت سینتیک مرتبه دوم ($g\ mg^{-1}\ min^{-1}$) است.

$$q_t = k_p t^{1/2} + c \quad (۱۰)$$

در این معادله، q_t مقدار فسفر جذب شده در زمان t ($mg\ g^{-1}$)، k_p ثابت سرعت نفوذ درون ذره‌ای ($mg\ g^{-1}\ min^{-1/2}$)، t زمان (min) و c ثابت نفوذ درون ذره‌ای ($mg\ g^{-1}$) است (۴۰).

$$x = kc_0 t^{\frac{1}{m}} \quad (۱۱)$$

در این معادله، x مقدار فسفر جذب شده ($mg\ g^{-1}$)، c_0 غلظت اولیه فسفر ($mg\ l^{-1}$)، k نشان‌دهنده‌ی نرخ واکنش ($l\ g^{-1}\ min^{-1}$) و m ضریب ثابت است.

$$x = kc^m t^n \quad (۱۲)$$

که در آن، x مقدار فسفر جذب شده ($mg\ g^{-1}$)، k نرخ واکنش ($l\ g^{-1}\ min^{-1}$)، c غلظت در زمان t ($mg\ l^{-1}$)، t زمان (min) و m و n ضرایب وابسته به نرخ جذب هستند.

$$c = kt^{-n} \quad (۱۳)$$

در این معادله، c غلظت فسفر ($mg\ l^{-1}$) اندازه‌گیری شده در زمان t (min)، k ضریب مشخص کننده‌ی غلظت فسفر در محلول تعادلی ($mg\ l^{-1}\ min^{-1}$) و n شاخص وابسته به نرخ جذب فسفات در خاک است (۳۱).

با منطق ساختن این معادلات بر داده‌های بدست آمده از آزمایش جذب سینتیک و مقایسه ضریب تعیین و خطای معیار برآورد معادلات مختلف، مدل‌های سینتیک مناسب برای خاک مورد نظر تعیین گردیدند.

تحلیل آماری

آنالیز همبستگی و رگرسیون خطی به منظور تعیین رابطه‌ی بین پارامترهای فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد بررسی و ضرایب مناسب‌ترین ایزوترم جذب (معادله‌ای با بالاترین ضریب همبستگی) و همینطور تعیین معنی‌داری ضرایب تعیین در ایزوترم‌های جذب و معادلات سینتیک با استفاده از نرم‌افزار آماری Minitab صورت گرفت.

نتایج و بحث

جذب تعادلی و ایزوترم‌های آن

نتایج مربوط به تعیین ضرایب ثابت چهار معادله لانگمیر، فروندلیچ، خطی و ون هوآی که از ایزوترم‌های معمول مورد استفاده در تحقیقات مرتبط با جذب هستند و همینطور ضرایب تعیین و خطای معیار برآورد این معادلات برای نمونه‌های خاک A، B، C و D در جدول ۳ آورده شده‌اند. مطابق با نتایج این جدول، بالاترین ضریب تعیین و پایین‌ترین خطای معیار برآورد برای هر چهار نمونه‌ی مورد مطالعه به ترتیب مربوط به معادلات لانگمیر (r^2 بین ۰/۸۷ تا ۰/۹۹)، فروندلیچ (r^2 بین ۰/۸۴ تا ۰/۹۶)، ون هوآی (r^2 بین ۰/۸۱ تا ۰/۹۳) و خطی (r^2 بین ۰/۶ تا ۰/۷۶) بوده است. بنابراین در این مطالعه، ایزوترم لانگمیر بیش‌ترین دقت را در برآورد مقادیر جذب تعادلی داشته و در پیش‌بینی مقدار فسفر جذب شده در خاک‌های مورد مطالعه مناسب‌تر است. معادلات فروندلیچ و ون هوآی نیز همبستگی خوبی را با داده‌های آزمایشگاهی نشان دادند و ضرایب تعیین برای این معادلات در سطح ۱ درصد معنی‌دار بوده است. نتایج این تحقیق با نتایج حاصل از مطالعه معاضد و همکاران (۲۴) بر روی جذب فسفر

در خاک‌های سیلتی، رسی و لومی با خاصیت اسیدی و ظرفیت تبادل کاتیونی پایین مطابقت دارد. این در حالی است که در مطالعه دیگری که در این زمینه بر روی چندین نمونه خاک لومی، لوم رسی و لوم سیلتی با pH بین ۴/۴ تا ۷/۶ و میزان کربن آلی بین ۱/۷ تا ۲/۷ درصد صورت گرفته، معادله فروندلیچ به عنوان مناسب‌ترین معادله حاکم بر جذب بیان شده است (۳۸). نتایج تحقیقی دیگر بر روی جذب فسفر در شش نمونه خاک با محتوی رس ۱۸ تا ۳۵ درصد و محتوی آهن ۵ تا ۳۱/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک نیز بیانگر همبستگی بالای ایزوترم فروندلیچ با مقادیر جذب تعادلی بوده است (۱۲). همانطور که در نتایج مطالعات مختلف مشاهده می‌شود، ایزوترم‌های منطبق بر جذب فسفر با ضریب همبستگی بالا برای نمونه‌های خاک با بافت و شرایط اسیدی مشابه هم می‌توانند متفاوت باشند و این امر بدین معنی است که ترکیبی از مشخصات فیزیکی و شیمیایی گوناگون در خاک‌ها بر روی نوع ایزوترم منطبق بر جذب تأثیرگذار هستند. به طور کلی، متفاوت بودن معادلات منطبق بر داده‌های جذب فسفر در آزمایش‌های مختلف مرتبط با خصوصیات خاک و مکان‌های جذب می‌باشد. به عنوان نمونه، در خاک‌هایی با مکان‌های جذب همگن، داده‌های جذب فسفر توسط معادله لانگمیر توصیف می‌شوند. درحالیکه خصوصیات جذب فسفر در خاک‌هایی با مکان‌های جذب غیرهمگن بر معادله فروندلیچ بهتر از سایر معادلات منطبق می‌شوند (۳۸).

مقادیر pH و EC در محلول‌های تعادلی به ترتیب ۰/۲± ۶/۸۸ و ۰/۰۳± ۱/۰۹ ppt (گرم نمک در لیتر آب) مشاهده گردید. در شکل ۲ برای هر چهار نمونه‌ی خاک مورد بررسی، مقادیر غلظت فسفر محلول تعادلی در مقابل فسفر جذب شده به خاک که از اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی بدست آمده به صورت نقاط پراکنده و ایزوترم لانگمیر منطبق بر این داده‌ها به صورت منحنی نمایش داده شده‌اند. همانطور که در این شکل مشاهده می‌شود، در هر چهار نمونه‌ی خاک با افزایش غلظت فسفر محلول میزان فسفر جذب شده به خاک افزایش یافته است؛ این در حالی است که شیب تغییرات صورت گرفته در میزان جذب فسفر برای غلظت‌های پایین‌تر فسفر محلول در مقایسه با غلظت‌های بالاتر بیش‌تر بوده است. به عنوان مثال در نمونه‌ی خاک C با افزایش غلظت فسفر محلول تعادلی از ۲ به ۴/۸ میلی‌گرم در لیتر ۷۸ درصد افزایش در میزان جذب فسفر اتفاق افتاده؛ در حالی‌که در همین نمونه خاک با تغییر غلظت فسفر محلول از ۱۹ به ۶۵/۸ میلی‌گرم در لیتر، میزان افزایش در جذب فسفر حدود ۳۰ درصد بوده است. بنابراین، در غلظت‌های پایین، تغییرات کم در میزان غلظت فسفر محلول تعادلی منجر به نوسان زیاد در مقدار جذب فسفر می‌گردد و زمانی که نمونه‌ی خاک به حداکثر ظرفیت جذب خود نزدیک می‌شود، از تأثیر غلظت فسفر محلول بر روی میزان جذب فسفر به خاک کاسته می‌شود. به عبارت دیگر در خاک‌هایی با این شکل منحنی جذب، در غلظت پایین فسفر تعادلی پیوستگی قوی بین فسفر و سطوح ذرات خاک ایجاد می‌شود؛ ولی با افزایش غلظت فسفر محلول و به دنبال کاهش سطوح جاذب، جذب فسفر به خاک کاهش یافته و در نهایت تثبیت می‌شود (۳۴). در مطالعات دیگری نیز که در این زمینه صورت گرفته، منحنی‌های مشابه با نتایج این مطالعه برای جذب فسفر در برابر غلظت فسفر محلول تعادلی مشاهده شده است (۱۲ و ۳۸). همچنین، مقایسه‌ی گراف‌های موجود در شکل ۲ نشان می‌دهد که به طور کلی بیش‌ترین میزان جذب فسفر در غلظت‌های اولیه‌ی مختلف به ترتیب مربوط به نمونه‌های خاک A، C، D و B بوده و براساس داده‌های جدول ۳ مقادیر حداکثر ظرفیت جذب فسفر (ضریب q_m در معادله لانگمیر) برای این نمونه‌های خاک به ترتیب ۰/۴۹، ۰/۴۲، ۰/۴ و ۰/۳۱ میلی‌گرم در گرم بوده است.

جدول ۳- پارامترهای جذب ایزوترم‌های لانگمیر، فروندلیچ، خطی و ون هوآی برای چهار نمونه‌ی خاک مورد مطالعه

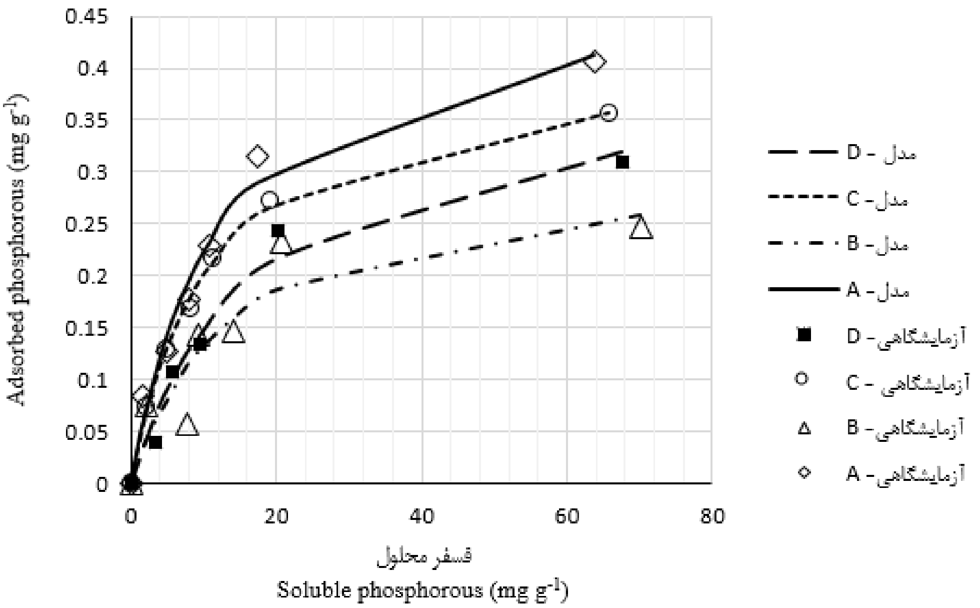
Table 3- Adsorption parameters of Langmuir, Freundlich, Linear and Van Huay isotherms for four soil samples

نمونه‌ی خاک	لانگمیر (Langmuir)				فروندلیچ (Freundlich)			
Soil sample	q_m	k_l	r^2	s	k_f	n	r^2	s
A	4.91E-01	8.28E-02	0.984**	0.019	8.52E-02	3.88E-01	0.955**	0.032
B	3.07E-01	7.64E-02	0.867**	0.037	5.73E-02	3.61E-01	0.839**	0.040
C	4.17E-01	9.29E-02	0.998**	0.007	7.96E-02	3.70E-01	0.962**	0.026
D	4.01E-01	5.84E-02	0.976**	0.021	4.87E-02	4.53E-01	0.925**	0.037

نمونه‌ی خاک	خطی (Linear)			ون هوآی (Van Huay)			
Soil sample	k	r^2	s	m	n	r^2	s
A	7.89E-03	0.723*	0.132	2.81E-02	5.26E-02	0.929**	0.040
B	4.59E-03	0.598*	0.096	2.35E-02	3.08E-02	0.805**	0.044
C	6.77E-03	0.704*	0.122	3.01E-02	4.50E-02	0.925**	0.036
D	5.47E-03	0.755*	0.090	3.28E-03	4.06E-02	0.918**	0.038

NS، * و **: به ترتیب نشان‌دهنده‌ی عدم معنی‌داری، معنی‌داری در سطوح احتمال ۵ درصد و ۱ درصد.

NS, * and **: Indicate no significant, significant at 5% and 1% probability levels, respectively.



شکل ۲- رابطه‌ی بین فسفر محلول و جذب شده (آزمایشگاهی و ایزوترم لانگمیر) برای چهار نمونه‌ی خاک مورد مطالعه

Figure 2- Relationship between soluble and adsorbed phosphorous (laboratory and Langmuir isotherm) for four soil samples

سینتیک جذب و معادلات آن

داده‌های آزمایشگاهی جذب برای نمونه‌ی خاک C با معادلات سینتیک جذب شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، نفوذ درون ذره‌ای، کو و لوتس، پاندا و همکاران و بارو و شاو برازش داده شدند و نتایج مربوط به پارامترهای جذب و دو شاخص برآورد دقت معادلات (r^2 و s) در جدول ۴ آورده شده است. همانطور که در جدول ۴ مشاهده می‌شود، کمترین ضرایب تعیین با مقادیر ۰/۲۳۶ و ۰/۵۳۹ به ترتیب مربوط به مدل‌های شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم بوده است. این در حالی است که معادلات کو و لوتس، بارو و شاو، پاندا و همکاران و نفوذ درون ذره ای از دقت بالاتری در پیش‌بینی جذب سینتیک فسفر در نمونه‌ی خاک مورد بررسی برخوردار بوده و ضرایب تعیین در آن‌ها بالای ۰/۸۵ و در سطح ۱ درصد معنی‌دار بوده‌اند و بالاترین دقت برآورد مربوط به معادله کو و لوتس (r^2=۰/۹۷۴) می‌باشد. نتایج این تحقیق با نتایج معادلات سینتیک مربوط به جذب فسفر در چندین نمونه خاک با خصوصیات فیزیکی و شیمیایی متفاوت (pH در محدوده ۴/۴ تا ۸/۴ و میزان رس در محدوده ۳۰ تا ۴۳۰ گرم در کیلوگرم خاک) مطابقت داشته است (۳۱). اگرچه در مطالعه‌ای دیگر، معادلات شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم و الوویچ به ترتیب با ضرایب تعیین در بازه ۰/۶۸ تا ۰/۹۶، ۰/۹۱ تا ۰/۹۹ و ۰/۸۴ تا ۰/۹۴ برای توصیف جذب سینتیک فسفر در چندین نمونه خاک قلیایی مناسب تشخیص داده شدند (۹). همچنین در تحقیقی دیگر، مدل سینتیک شبه مرتبه دوم غیر خطی بیش‌ترین همبستگی را با خصوصیات مرتبط با جذب خاک‌ها داشته است (۴۰). با بررسی و مقایسه نتایج این مطالعه و دیگر تحقیقات صورت گرفته در این زمینه می‌توان اینگونه نتیجه گرفت که علیرغم همبستگی بالای معادلات شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم با داده‌های جذب در بسیاری از مطالعات صورت گرفته، این معادلات برای همه انواع خاک‌ها از جمله نمونه مورد بررسی در این مطالعه معتبر نبوده و مناسب‌ترین و دقیق‌ترین مدل سینتیک جذب در هر مطالعه بر اساس خصوصیاتی از خاک مورد بررسی که مرتبط با فرآیند جذب هستند تعیین می‌گردد. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک شامل pH، EC، درصد کلسیم موجود در خاک، درصد رس و میزان تخلخل از جمله پارامترهای مؤثر بر ظرفیت و سرعت جذب بوده که تعیین‌کننده روند تغییرات میزان جذب فسفر در طول زمان و نوع معادله سینتیک برآورد جذب در خاک هستند.

ضریب n در معادله پاندا و همکاران شاخص مرتبط با نرخ جذب و عاملی تعیین کننده برای سینتیک جذب فسفر بوده و مقدار آن برای نمونه خاک و غلظت فسفر مورد بررسی در این مطالعه ۰/۰۴۹۷ بوده است. در مطالعه‌ای که بر روی جذب فسفر در چند نمونه خاک اسیدی و قلیائی با خصوصیات متفاوت فیزیکی، شیمیایی و کانی‌شناسی صورت گرفت، مقدار این ضریب برای دو غلظت اولیه فسفر ۶ و ۶۰ میلی‌گرم در لیتر به ترتیب ۰/۱۶۰۲ تا ۰/۴۷۸۹ و ۰/۰۱۰۹ تا ۰/۰۸۹۸ مشاهده گردید (۳۱). مقدار ضریب k در معادله بارو و شاو نیز نشان‌دهنده سینتیک جذب فسفر و ضریب n در این معادله کنترل‌کننده نرخ واکنش است. در مطالعه سانتوس و همکاران (۳۱) بالاترین مقدار ضریب k و پایین‌ترین مقدار ضریب n در نمونه خاکی با بیش‌ترین جذب سینتیک مشاهده شد.

جدول ٤- پارامترهای ثابت معادلات جذب سینتیک در نمونه‌ی خاک C

Table 4- Constant parameters of kinetics adsorption equations in soil sample C

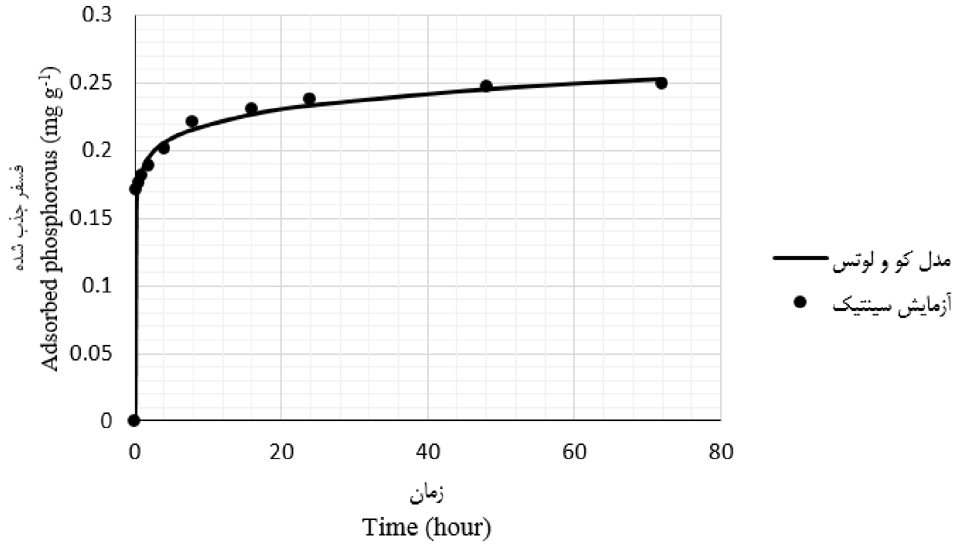
شبه مرتبه اول (Pseudo-first-order)				شبه مرتبه دوم (Pseudo-second-order)				
q_e	k_1	r^2	s	q_e	k_2	r^2	s	
2.16E-01	**1.44E-01**	**0.236NS**	**0.028**	**2.26E-01**	**8.54E-01**	**0.539***	**0.022**	
نفوذ درون ذره‌ای (Intra-particle diffusion)				کو و لوتس (Kuo and Lotse)				
k_p	c	r^2	s	k	m	r^2	s	
1.33E-03	1.77E-01	0.884**	0.011	6.76E-03	1.32E+01	0.974**	0.005	
پاندا و همکاران (Panda et al.)				بارو و شاو (Barrow and Shaw)				
k	n	r^2	s	k	m	n	r^2	s
1.53E+01	4.97E-02	0.953**	0.281	9.70E-02	1.29E-01	7.88E-02	0.968**	0.005

NS، * و **: به ترتیب نشان‌دهنده‌ی عدم معنی‌داری، معنی‌داری در سطوح احتمال ۵ درصد و ۱ درصد.

NS, * and **: Indicate no significant, significant at 5% and 1% probability levels, respectively.

براساس مقادیر ضریب k در معادله کو و لوتس نیز شناسایی خاک‌هایی با بالاترین و پایین‌ترین میزان جذب صورت می‌گیرد. در مطالعه ای که بر روی دو نوع خاک رسی و شنی و در غلظت‌های اولیه متفاوت برای فسفر محلول انجام شد، کاهش در هر دو ضریب k و m در معادله کو و لوتس به دنبال افزایش غلظت اولیه فسفر گزارش شد (۱۴).

نتایج مربوط به انطباق مدل کو و لوتس با بیش‌ترین ضریب همبستگی بر نتایج حاصل از آزمایش سینتیک در شکل ۳ نمایش داده شده است. با مشاهده این شکل می‌توان دریافت که فرآیند جذب تا زمان رسیدن به تعادل شامل دو مرحله سریع و کند می‌باشد و این امر با نتایج دیگر مطالعات صورت گرفته در مورد سینتیک جذب فسفر مطابقت داشته است (۴ و ۳۱). مطابق با نتایج بدست آمده در این مطالعه، در ۱۰ دقیقه اول تماس خاک با محلول حاوی فسفر (غلظت ۲۰ میلی‌گرم در لیتر) ۳۴ درصد از فسفر موجود در محلول، جذب ذرات خاک شده و با گذشت ۸ ساعت زمان میزان درصد فسفر جذب شده به ۴۴ درصد و پس از ۷۲ ساعت به حدود ۵۰ درصد رسیده است. بنابراین، بیش‌ترین تغییرات در میزان فسفر جذب شده در ۸ ساعت تماس خاک با فسفر محلول اتفاق افتاده و پس از آن سرعت جذب فسفر کاهش یافته و در بازه زمانی تقریبی ۲۴ تا ۴۸ ساعت (کمتر از ۴ درصد افزایش در میزان فسفر جذب شده در این بازه زمانی) به تعادل رسیده است. کاهش در میزان جذب فسفر با گذر زمان به عواملی شامل نفوذ فسفر به منافذ خاک و اشباع شدن سطوح جاذب از فسفر نسبت داده شده است (۴).



شکل ۳- مقایسه تغییرات میزان فسفر جذب شده در بازه‌ی زمانی ۷۲ ساعته در آزمایش سینتیک و معادله کو و لوتس

Figure 3- Comparison of adsorbed phosphorous changes over a 72-hour period in kinetics experiment and Kuo and Lotse equation

همبستگی بین پارامترهای خاک و ضرایب جذب

رابطه‌ی بین خصوصیات خاک و ضرایب جذب معادله لانگمیر که دارای بالاترین دقت در برآورد میزان جذب تعادلی فسفر در خاک در بین ایزوترم‌های مورد مطالعه بود، با تعیین ضرایب همبستگی رگرسیون خطی و میزان معنی‌دار بودن آن‌ها مشخص گردید. نتایج مربوط به این بخش از مطالعه در جدول ۵ آورده شده است. مطابق با این نتایج در بین خصوصیات مورد مطالعه‌ی خاک، پارامترهای درصد ماده آلی، کلسیم محلول، درصد کربنات کلسیم، درصد شن و رس بیش‌ترین ضرایب همبستگی با ظرفیت جذب ماکزیمم (q_m) را دارا بوده و مقادیر آن‌ها به ترتیب ۰/۹۷-، ۰/۹۲-، ۰/۷۵، ۰/۷۰- و ۰/۶۱ تخمین زده شده است. علیرغم بالا بودن مقادیر این ضرایب برای پارامترهای مورد اشاره، تنها همبستگی معنی‌دار (در سطح ۵ درصد) مربوط به درصد ماده آلی در خاک بوده است. همانگونه که در داده‌های جدول مشاهده می‌شود، با کاهش میزان ماده آلی و افزایش درصد کربنات کلسیم و درصد رس در خاک، حداکثر ظرفیت جذب فسفر افزایش یافته است. براساس نتایج مطالعات صورت گرفته، وجود کلسیم در خاک باعث افزایش ظرفیت جذب فسفات می‌گردد که این امر می‌تواند به دلیل رسوب فسفر کاربردی با کلسیم محلول و قابل تبادل و تشکیل پوشش فسفات کلسیم بر روی سطح ذرات خاک باشد (۹). با این حال در این مطالعه، رابطه بین کلسیم محلول و جذب فسفر منفی بوده است. در مطالعه‌ای دیگر نیز گزارش شده که کلسیم قابل تبادل رابطه منفی و معنی‌دار در سطح ۵ درصد با جذب فسفر داشته است ($r = -0/6$) (۲۴). ماده آلی می‌تواند از طریق ایجاد رقابت با فسفات بر سر مکان‌های جذب و تأثیر بر انرژی پیوند مورد نیاز جذب باعث کاهش جذب فسفر در خاک شود. همچنین، مواد آلی می‌توانند با افزایش بار منفی یا کاهش بار مثبت بر روی سطوح معدنی باعث دفع الکتروستاتیک فسفات و یا کاهش در میزان جذب فسفر به سطوح خاک گردند (۶، ۸، ۹ و ۲۴). در مطالعه‌ای به رابطه منفی بین ظرفیت جذب فسفر و درصد مواد آلی اشاره شد (۱). اگرچه نتایج آزمایشی دیگر در این زمینه همبستگی مثبت و معنی‌دار کربن آلی خاک با ظرفیت جذب ماکزیمم ($r = 0/8$) را نشان داد (۳۹). ذرات رس به دلیل سطح ویژه بالا و سطوح واکنشی، مکان‌های جذب بیش‌تری را در خاک فراهم می‌سازند و از این رو نقش مهمی در افزایش جذب فسفر در خاک دارند (۳۹، ۸). در مطالعاتی جداگانه بر جذب بالای فسفر در خاک‌هایی با درصد بالای رس تاکید شده است (۱۲ و ۱۶). همچنین براساس نتایج این مطالعه، افزایش آهن و کاهش فسفر کل، افزایش شوری و کاهش pH خاک در افزایش شاخص حداکثر ظرفیت جذب مؤثر بوده اند؛ اگرچه مقادیر همبستگی این پارامترها با حداکثر ظرفیت جذب پایین بوده است. بررسی تأثیر سطوح آهن و آلومینیوم موجود در خاک بر روی میزان جذب فسفر و حرکت فسفر در خاک در مطالعاتی جداگانه بیانگر نقش این دو پارامتر در تثبیت فسفر این خاک‌ها بوده است (۱ و ۳۹). در آزمایشی به نقش مستقیم pH خاک بر جذب و رسوب فسفر در خاک اشاره گردید (۱۶). این در حالی است که در مطالعه‌ای دیگر که در این زمینه صورت گرفته، همبستگی معنی‌دار بین ظرفیت جذب ماکزیمم و pH خاک یافت نشده است (۳۸). در رابطه با ثابت جذب لانگمیر (k_l) نیز بیش‌ترین میزان همبستگی به ترتیب با مقادیر فسفر، درصد شن، درصد رس و هدایت الکتریکی خاک و با ضرایب همبستگی ۰/۸۳، ۰/۸۲-، ۰/۸۱ و ۰/۷۴- مشاهده شده است.

جدول ۵- ضرایب همبستگی خطی (r) بین ضرایب جذب لانگمیر و خصوصیات خاک

Table 5- Linear correlation coefficients (r) between Langmuir adsorption coefficients and soil properties

پارامترهای خاک Soil parameters	q_m	k_l
EC	0.46 NS	-0.74NS
pH	-0.53NS	-0.19NS
درصد کربنات کلسیم (Calcium carbonate percentage)	0.75NS	-0.07NS
درصد ماده آلی (Organic matter percentage)	-0.97*	-0.13NS
فسفر (P)	-0.28NS	0.83NS
کلسیم محلول (Soluble calcium)	-0.92NS	-0.47NS
آهن (Fe)	0.24NS	0.48NS
درصد شن (Sand percentage)	-0.70NS	-0.82NS
درصد سیلت (Silt percentage)	0.49NS	0.48NS
درصد رس (Clay percentage)	0.61NS	0.81NS

NS، *: به ترتیب نشان‌دهنده‌ی عدم معنی‌داری و معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد.

NS, *: Indicate no significant and significant at 5% probability level, respectively.

بنابراین، با در نظر گرفتن خصوصیاتی از خاک که در این مطالعه بیش‌ترین میزان همبستگی را با حداکثر ظرفیت جذب فسفر داشتند، می‌توان اینگونه نتیجه گرفت که درصد بالای رس و کربنات کلسیم و پایین بودن میزان ماده آلی در نمونه‌ی خاک A از عوامل اصلی بالاتر بودن میزان جذب فسفر در این نمونه در مقایسه با سایر نمونه‌های مورد بررسی بوده است.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که علیرغم تفاوت در خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه، جذب تعادلی فسفر در همه این خاک‌ها از ایزوترم لانگمیر تبعیت می‌کند. مقادیر ظرفیت جذب ماکزیمم در همه این خاک‌ها با بافت رسی و لوم رسی و اسیدیته بین ۷/۱۸ تا ۸/۲۲ بالا بوده است؛ با این حال بیش‌ترین میزان ظرفیت جذب فسفر مربوط به نمونه خاک منطقه زعفران بوده که دارای حداقل میزان ماده آلی و حداکثر میزان کربنات کلسیم است. به نظر می‌رسد که دلیل مشاهده رابطه مثبت بین درصد کربنات کلسیم و میزان جذب فسفر در خاک، واکنش کلسیم قابل تبادل موجود در کربنات کلسیم با فسفات و تشکیل رسوبات نامحلول بر روی سطح ذرات خاک و رابطه منفی بین میزان ماده آلی و ظرفیت جذب فسفر به دلیل رقابت آنیون‌های آلی و آنیون‌های فسفات بر سر مکان‌های جذب ذرات خاک بوده است. براساس سینتیک جذب فسفر در نمونه خاک منطقه مهدی آباد با بافت رسی نیز که منطبق بر مدل کو و لوتس بود، مشاهده گردید که بیش‌ترین سرعت فرآیند جذب مربوط به ۸ ساعت ابتدای تماس خاک با محلول فسفر بوده و پس از آن سرعت جذب تا زمان دستیابی به تعادل کاهش یافته است. به طور کلی با در نظر گرفتن ظرفیت جذب فسفر در خاک‌های مورد مطالعه، عوامل مؤثر بر آن و چگونگی مکانیسم جذب سطحی فسفر در طول زمان، مدیریت مصرف فسفر باید به گونه‌ای صورت گیرد که علاوه بر افزایش قابلیت دسترسی فسفر برای گیاه، مقدار اضافی آن که جذب سطحی ذرات خاک شده و سپس از طریق رواناب، فرسایش یا آبشویی به جریانات سطحی راه می‌یابد به حداقل برسد. مطابق با نتایج این مطالعه، افزودن مواد آلی به خاکی با خصوصیات فیزیکی و شیمیایی مشابه با خاک مورد مطالعه می‌تواند به عنوان راهکاری در دسترسی بیش‌تر گیاهان کشت شده به فسفر کاربردی و کاهش جذب فسفر به خاک و در نتیجه کاهش تلفات و آبشویی فسفر اضافی در پروفیل یا سطح خاک، مورد استفاده قرار گیرد.

منابع

1- Borling K.E., Oxtabong E., and Barberies E. 2001. Phosphorous sorption in relation to soil properties in some cultivated Swedish soils, Nurt. Cycling Agroecos 59: 39-46.
2- Busman L., Lamb J., Randall G., Rehm G., and Schmitt M. 2009. The nature of phosphorus in soils. Minnesota University, USA.
3- Cao X., Liu X., Zhu J., Wang L., Liu S., and Yang G. 2017. Characterization of phosphorus sorption on the sediments of Yangtze River Estuary and its adjacent areas. Marine Pollution Bulletin 114(1): 277-284.
4- Cheung K.C., and Venkitachalam T.H. 2006. Kinetic studies on phosphorous sorption by selected soil amendments for septic tank effluent renovation. Environmental Geochemistry and Health 28: 121-131.
5- Farbodi M. 2008. Evaluation of phosphorous adsorption potential of three lime soils of Karaj region using adsorption isotherms to recommend phosphorous fertilizes. Journal of Modern Agricultural Knowledge 3(4): 59-68. (In Persian)
6- Fink J.R., Inda A.V., Bavaresco J., Barron V., Torrent J., and Bayer C. 2016. Adsorption and desorption phosphorus in subtropical soils as affected by management system and mineralogy. Soil and Tillage Research 155: 62-68.
7- Gee G.H., and Bauder J.W. 1986. Particle size analysis. p. 383-409. In: A. Klute (ed.) Methods of soil analysis. Part 2 physical properties. SSSA, Madison, WI.
8- Guedes R.S., Melo L.C.A., Verguts L., Rodriguez-Vila A., Covela E.F., And Fernandes A.R. 2016. Adsorption and desorption kinetics and phosphorus hysteresis in highly weathered soil by stirred flow chamber experiments. Soil and Tillage Research 162: 46-54.
9- Hamdi W., Pelster D., and Seffen M. 2014. Phosphorus sorption kinetics in different types of alkaline soils. Archives of Agronomy and Soil Science 60(4): 577-586.
10- Heathwaite A.L., and Dils R.M. 2000. Characterising phosphorous loss in surface and subsurface hydrological pathway. The Science of the Total Environment 253-538.
11- Http://qazvinmet.ir.
12- Idris O.A., and Ahmed H.S. 2012. Phosphorus sorption capacity as a guide for phosphorus availability of selected Sudanese soil series. African Crop Science Journal 20: 59-65.
13- Indiati R., Sharpley A.N., Izza C., Figliolia A., Felici B., and Sequi P. 1995. Soil phosphorus sorption and availability as a function of high phosphorus fertilizer additions. Communications in Soil Science and Plant

Analysis 26(11-12): 1863-1872.
14- Kato N., and Owa N. 1989. Kinetics of phosphate adsorption by sandy and clayey soils. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 35(1): 119-129.
15- Kuo S. 1996. Phosphorous. p. 869-920. In: D.L. Sparks (ed.) Methods of soil analysis. Part 3 chemical methods. SSSA, Madison, WI.
16- Lee Y., and Oa S.W. 2013. Nutrient transport characteristics of livestock manure in a farmland. International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture 2:1.
17- Lindsay W., and Norvell W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Science society of America Journal 42(3): 421-428.
18- Loeppert R.H., and Sparks D.L. 1996. Carbonate and gypsum. p. 437-474. In: D.L. Sparks (ed.) Methods of soil analysis. Part 3 chemical methods. SSSA, Madison, WI.
19- Maguire R.O., Sims J.T., and Foy R.H. 2001. Long- term kinetics for phosphorus sorption- desorption by high phosphorus soils from Ireland and the Delmarva Peninsula, USA. Soil Science 166(8): 557-565.
20- Mahdizadeh M., Reyhanitabar A., and Oustan Sh. 2015. Effects of organic matter on kinetics and thermodynamics of phosphorous sorption. Journal of Soil and Water Science 26(1.1): 19-37. (In Persian with English abstract)
21- Mahmoud Soltani S., Kavosi M., Allahgholiphoor M., Shakouri M., and Paykan M. 2017. Behavior of available phosphorous during submerged condition in rice paddy soils by adding phosphorous fertilizer. Journal of Water and Soil Conservation 24(6): 25-46. (In Persian with English abstract)
22- Melenya C. 2013. Subsurface transport of phosphorus through the soil. M.Sc. Thesis. Faculty of science and technology. Kumasi University, Ghana.
23- Mirzaghaderi G., Moradi M., and Fallah F. 2010. An introduction to statistics and probability. Publications of Kurdistan University, Iran. (In Persian)
24- Moazed H., Hoseini Y., Naseri A.A., and Abbasi F. 2010. Determining phosphorus adsorption isotherm in soil and its relation to soil characteristics. Journal of Food, Agriculture and Environment 8(2): 1153-1157.
25- Murphy J., and Riley J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytical Chemical Acta 27: 31-36.
26- Nguyen H.V., and Maeda M. 2016. Phosphorus sorption kinetics and sorption capacity in agricultural drainage ditch sediments in reclaimed land, Kasaoka bay, Japan. Water Quality Research Journal 51(4): 388-398.
27- Pierzynski G.M. 2000. Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters. A publication of SERA-IEG 17. Kansas State University, Manhattan.
28- Renneson M., Barbieux S., and Colinet G. 2016. Indicators of phosphorus status in soils: significance and relevance for crop soils in southern Belgium, A review. Biotechnology, Agronomy, Society and Environment 20: 257-272.
29- Rhoades J.D. 1996. Salinity electrical conductivity and total dissolved solids. p. 417-437. In: D.L. Sparks (ed.) Methods of soil analysis. SSSA, Madison, WI.
30- Safari Sinegani A.A, and Sedri S. 2011. Effects of sterilization and temperature on the decrease kinetic of phosphorus bioavailability in two different soil types. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 11(2): 110-123.
31- Santos H., Oliveira F., Salcedo I., Souza A., and Silva V. 2011. Kinetics of phosphorus sorption in soils in the state of Paraiba. Revista Brasileira de Ciencia do Solo 35(4): 1301-1310.
32- Shir afrous A., and Liaghat A. 2008.Investigation of land use and chemical fertilizers usage on polluting of Qazvin’s aquifers. 3rd Conference of Applied Geology and the Environmet. 5 Mar. 2008. Islamic Azad University, Islamshar, Iran. (In Persian with English abstract)
33- Singh A.L. 2013. Nitrate and phosphate contamination in water and possible remedial measures. Environmental Problems and Plant 44-56.
34- Sparks D.L. 2003. Environmental soil chemistry. Academic press. Amsterdam, The Netherland.
35- Thomas G.W. 1996. Soil pH and soil acidity. p. 475-491. In: D.L. Sparks (ed.) Methods of soil analysis. Part 3 chemical methods. SSSA, Madison, WI.
36- Walkley A., Black I.A. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid in soil analysis. Soil Science 37: 29-38.
37- White J.w., Coale F.J., Sims J.T., and Shober A.L. 2009. Phosphorus runoff from waste water treatment biosolids and poultry litter applied to agricultural soils. Technical Reports: Surface Water Quality 39(1): 314-323.
38- 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.
39- Zhang H., Schroder J.L, Fuhrman J.K., Basta N.T., Storm D.E., and Payton M.E. 2005. Path and multiple regression analyses of phosphorus sorption capacity. Soil Science Society of America Journal 69(1): 96-106.
40- Zhang L., Loáiciga H.A., Xu M., Du C., and Du Y. 2015. Kinetics and mechanisms of phosphorous adsorption in soils from diverse ecological zones in the source area of a drinking- water reservoir. Environmental Research and Public Health 12: 14312-14326.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 471-483

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۸۳-۴۷۱

The Effect of Soil Parameters on Phosphorous Adsorption Coefficients in Heavy Soils of Different Areas of Qazvin Plain

B. Kamali[1]- A. Mahdavi Mazdeh[2*]- A. Sotoodehnia[3]
Received: 28-12-2019
Accepted: 27-04-2020

Introduction: Over application of phosphorous-containing fertilizers is common among the farmers. Excess amounts of phosphorus can potentially cause more phosphorous losses through water flow on the soil surface or leaching into the soil profile. The ability of highly phosphorus-fertilized soils to maintain excessive amounts of phosphorus and prevent losses largely depends on the phosphorus adsorption capacity of the soil. The purpose of this study was to investigate and compare phosphorous adsorption isotherms in soil samples of four agricultural areas located in Qazvin plain and determine the most appropriate equation to describe the equilibrium adsorption in the studied samples. Identification of the most accurate model of adsorption kinetics using the investigated kinetics equations in one of the soil samples was another objective of this study. The linear regression analysis and correlation between physical and chemical properties of different soils with adsorption coefficients of Langmuir equation was also investigated. Based on mentioned points, the results of this study can help to increase the availability of applied phosphorous for plants, reduce phosphorous losses and proper management of phosphate fertilizers consumption in the study areas.

Materials and Methods: In order to study the soil properties and phosphorous adsorption, soil samples of four villages included Zaaferan (A), Koochar (B), Mehdi Abad (C) and Kamal Abad (D) were taken from 0 to 30 cm depth and stored in plastic bags after air drying. Batch experiments using a standard method recommended by the SERA-IEG17 group were used to determine the amount of phosphorous adsorbed to soil particles. The steps to perform the equilibrium were as follows:

1- Dry soil samples were crushed and passed through a 2 mm sieve.

2- One gram of the soil sample was placed in a 60 ml container.

3- 0.01 M $CaCl_2$ solution was prepared and different concentrations of phosphorous including 0, 5, 10, 15, 20, 30 and 80 mg/l were created by adding certain amounts of KH_2PO_4 to this solution. 25 ml of these solutions were added to each soli sample to give a 1:25 soil to solution ratio and three drops of chloroform were added to each container to prevent microbial activity.

4- The suspension samples were placed in a shaker machine (250 rpm) at 25°C for 24 hours.

5- Then, the samples were removed from the shaker and allowed to settle for one hour and then passes through a fine filter (Mesh 42).

6- Phosphorous concentration was measured by the molybdate-vanadate method followed by spectrophotometric determination at 470 nm.

7- The amount of phosphorous adsorbed in each soil sample was calculated from the difference of the initial and secondary concentration values.

The adsorption kinetics experiment was similarly performed, with the exception that one soil sample with average adsorption value (sample C) was selected and the phosphorous solution at a concentration of 20 mg/l added to the soil samples. Phosphorous contact times with soil were considered as 0.17, 0.5, 1, 2, 4, 8, 16, 24, 48 and 72 hours. In this study, using CurveExpert 1.4 software and by matching Pseudo-first-order, Pseudo-second-order, Intra-particle diffusion, Kuo and Lotse (1974), Barrow and Shaw (1975) and Panda et al. (1978), equations on the data obtained from kinetics adsorption experiments, and the coefficients were estimated in these equations (adsorption parameters). Furthermore, by calculating the coefficient of determination (R^2) of these equations and the standard error of the estimate (s), the most appropriate and accurate model of phosphorous adsorption kinetics for the soil sample was determined. Similarly, from Langmuir, Freundlich, Linear and Van Huay equations, the most appropriate isotherm was determined for estimating phosphorous equilibrium adsorption in the studied areas. Also, correlation and linear regression analysis were performed to determine the

1, 2 and 3- Ph.D. Student and Associate Professors of Water Sience and Engineering Department, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Imam Khomeini International University, Qazvin, Iran, respectively.
(*- Corresponding Author Email: al.mahdavi@eng.ikiu.ac.ir)
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.84512

relationship between the physical and chemical parameters of the soils and the coefficients of Langmuir isotherm using Minitab software.

Results and Discussion: According to the results, the highest coefficient of determination (R^2) and the lowest standard error of the estimate (s) for all four samples were related to Langmuir, Freundlich, Van Huay and Linear equations, respectively. Therefore, in this study, Langmuir isotherm was the most accurate model for estimating equilibrium adsorption of the phosphorus to the soils of the study areas. However, the Freundlich and Van Huay equations also showed a good correlation with the laboratory data. Comparison of the results of various studies in these fields showed that the type of isotherm corresponds to phosphorous adsorption data in each experiment is related to the physical and chemical properties of soil and adsorption sites. The amounts of maximum phosphorous adsorption capacity (q_m coefficient in Langmuir equation) for the soil samples A, B, C and D were 0.49, 0.31, 0.42 and 0.4 mg/g, respectively. In kinetic study, Although, Kuo and Lotse, Barrow and Shaw and Panda et al. equations had a coefficient of determination (R^2) above 0.95 ; the highest accuracy was related to the Kuo and Lotse equation with R^2 of 0.974. The coefficients of this model included k (reaction rate) and m (constant coefficient) were 0.007 l/gr.min and 13.2, respectively. Based on the results of this study and other adsorption studies, soil physical and chemical properties including EC, PH, soil calcium content, clay content and porosity were among the parameters affecting adsorption rate and the type of the most accurate equation of adsorption estimation. Considering the soil properties that were most correlated with adsorption coefficients, it can be concluded that the high percentage of clay and low levels of organic matter and soluble calcium are the main causes of the high phosphorous adsorption in soil. The correlation coefficients (r) of these three soil parameters with the maximum adsorption capacity (q_m) were 0.61, -0.97 and -0.92, respectively.

Conclusion: According to the results of this study, Langmuir was the most accurate isotherm model and the soil sample of Zaaferan area has the most adsorption capacity with qm of 0.49 mg/g, which is related to low levels of soil organic matter. Therefore adding organic matter to the soils can be used as a solution to increase cultivated plants access to applied phosphorous and reduce phosphorous adsorption into the soil and thus reduce losses and leaching of excess phosphorous in the profile or soil surface.

Keywords: Correlation coefficient, Equilibrium, Kinetics, Langmuir isotherm, Linear regression

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۹۹-۴۸۵

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 485-499

مقاله علمی-پژوهشی

تخمین تبخیروتعرق واقعی براساس الگوریتم‌های تک منبعی و دومنبعی سنجش از دوری (مطالعه موردی: برازجان)

بهاره بهمن آبادی[1]- عباس کاویانی[2*]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۶/۱۱
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۱۲

چکیده

شناخت و ارزیابی تبخیر و تعرق از سطوح گیاهی یک ابزار اساسی در محاسبه بیلان آب و تخمین نیاز آبی و دسترسی به آن است. در این تحقیق به‌منظور بررسی توزیع مکانی تبخیروتعرق و رابطه آن با سنجش از دور در مقابل داده‌های لایسیمتری به عنوان شاهد در منطقه برازجان واقع در استان بوشهر، ایران انجام شد. در این پژوهش از ۴۶ تصویر بدون ابر و روزانه از سنجنده MODIS، ۷ تصویر از سنجنده +ETM و ۷ تصویر از سنجنده TM در طول فصل رشد از ماه فروردین تا شهریور در خلال سال‌های ۸۰ تا ۸۲ استفاده شده است. براساس نتایج بدست آمده از اجرای سه مدل SEBAL، SSEB و TSEB در هر سه ماهواره، سنجنده MODIS دارای کمترین میزان خطا بوده (به‌ترتیب برای هر سه الگوریتم RMSE=0.856,1.385,2.7mm/day) و پس از آن ماهواره لندست ۷ با قدرت تفکیک مکانی بالاتر در رده دوم قرار می‌گیرد (به‌ترتیب برای هر سه الگوریتم RMSE=1.042,1.56,2.76 mm/day) و در نهایت ماهواره لندست ۵ بیشترین میزان خطا را به خود اختصاص می‌دهد (به‌ترتیب برای هر سه الگوریتم RMSE=1.14, 1.97, 3.06 mm/day). در بررسی وضعیت پوشش گیاهی براساس شاخص نرمال شده تفاوت پوشش گیاهی، در ابتدای دوره کشت به دلیل جوانه‌زنی و تنک بودن پوشش گیاهی، این شاخص در پایین‌ترین حد خود قرار دارد و به‌ترتیب با افزایش دمای هوا و میزان پوشش گیاهی، این شاخص رو به افزایش است. فاکتور L اهمیت به‌سزایی در برآورد شاخص پوشش گیاهی تعدیل شده برحسب خاک و در نهایت، صحت‌سنجی برآوردهای بدست آمده تبخیروتعرق برای منطقه مورد مطالعه دارد که به پوشش منطقه وابسته است. در این تحقیق برای منطقه مورد مطالعه مقدار L=0.6 تخمین زده شد که در مقایسه با دیگر مقادیر مورد بررسی، دارای کمترین مقدار خطا بود (RMSE=0.6). الگوریتم SEBAL نسبت به سه الگوریتم دیگر به داده‌های لایسیمتری نزدیکتر بوده و از دقت بالاتری برخوردار است. عملکرد مناسب الگوریتم SEBAL به دلیل جزئی‌نگری در فرمولاسیون و اجرای این الگوریتم بوده است. الگوریتم SSEB براساس تئوری ساده‌تر و برمبنای انرژی حرارتی سطح زمین بوده که نسبت به الگوریتم SEBAL در رده دوم قرار می‌گیرد. الگوریتم دومنبعی ضعیف‌ترین نتایج را در میان الگوریتم‌ها از خود نشان داد. در مقایسه عملکرد تصاویر ماهواره‌ای بطورکلی سنجنده MODIS به دلیل قدرت تفکیک زمانی مناسب و تعدد تصاویر نسبت به دو سنجنده +ETM و TM و ارائه سری زمانی بیشتر، برای برآورد تبخیروتعرق در مقیاس منطقه‌ای مناسب می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: TSEB ,SEBAL, SEBS ،SAVI ,NDVI

مقدمه

تبخیروتعرق فرآیند انتقال رطوبت به محیط از سطح زمین و پوشش گیاهی است (۲۶) و یکی از متغیرهای اصلی در محاسبه بیلان آب و انرژی سطح زمین محسوب می‌شود. تخمین تبخیروتعرق مرجع گیاه مترادف با برآورد مقدار نیاز آبی است که باید به یک پوشش گیاهی داده‌شود تا در زمان معین صرف تبخیروتعرق نموده و بدون آنکه با تنش آبی مواجه شود رشد خود را تکمیل نموده و حداکثر مقدار محصول را تولید کند (۲). گیاه مرجع یک گیاه فرضی به ارتفاع ۱۲ سانتی متر، مقاومت سطحی ۷۰ ثانیه بر متر و البیدو ۰,۲۳ است (۲). لذا ضرورت تخمین دقیق نیاز آبی گیاهان براساس شرایط تغذیه ای خاک، وضعیت تنش های گیاهی و عوامل اقلیمی از اهمیت بیشتری برخوردار است. از انجایی که این پارامتر اهمیت به‌سزایی در برنامه‌ریزی‌های توسعه آبیاری، مدیریت و برنامه‌ریزی سیستم‌های آبیاری و سایر سیستم‌های توزیع و کاربرد آب دارد از اهمیت ویژه‌ای

۱ و ۲- به‌ترتیب دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی و استادیار گروه مهندسی آب، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)
(*- نویسنده مسئول: .... Email: abbasskaviani@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.82156

برخوردار است. بخش کشاورزی مصرف‌کننده اصلی آب در کشور است بنابراین برآورد دقیق مقدار نیاز آبی گیاهان در مقیاس وسیع مورد توجه قرار گرفته است (۱۳). پایین بودن دقت اندازه‌گیری تبخیروتعرق از سطح آب و انواع مختلف پوشش گیاهی یک مشکل اساسی در هیدرولوژی به حساب می آید. روش‌ها و معادلات مختلفی در هواشناسی و هیدولوژی برای اندازه‌گیری تبخیروتعرق وجود دارد که به‌عنوان روش‌های مستقیم شناخته می‌شوند. از میان این روش‌ها لایسیمتر دقیق‌ترین روش برآورد تبخیروتعرق مرجع می‌باشد که متاسفانه استفاده از لایسیمتر در مقایسه با روش‌های غیرمستقیم که برمبنای داده‌های اقلیمی ایستگاه‌های هواشناسی می‌باشند؛ ناکارآمد محسوب می‌شود و این تنها به دلیل زمان‌بر بودن و هزینه بالای احداث لایسیمتر نیست بلکه به دلیل نقطه‌ای بودن اندازه‌گیری این روش بوده و در نتیجه این روش در سطوح محلی و منطقه‌ای مطلوب نخواهد بود؛ زیرا تبخیروتعرق تحت تاثیر شرایط رشد گیاه و مدیریت زراعی و محیط قرار دارد و این پارامترها در زمان و مکان متغیر هستند (۱۵، ۳۸ و ۴۲). روش‌های محاسباتی که می‌توان آن‌ها را جزء روش‌های غیرمستقیم دانست، بر پایه داده‌های هواشناسی استوارند و در سطح جهانی توسعه یافته‌اند و معمولا براساس اصول فیزیکی، معادلات تجربی و یا ترکیبی از این دو توسعه می‌یابند (۲۵). روش‌های تجربی براساس آنالیزهای آماری و مشاهدات ایستگاه‌های زمینی و معمولا برای یک منطقه یا شرایط آب‌وهوایی یا اقلیمی خاص توسعه داده می‌شوند (۱۲). از طرف دیگر، این روش‌های فیزیکی بیشتر هدفشان شبیه‌سازی اصول بنیادی مثل بیلان انرژی و انتقال جرم است. برای مثال تابش خورشیدی، رطوبت نسبی، سرعت باد از جمله پارامترهای مهم و مؤثر برای محاسبه تبخیروتعرق مرجع براساس مدل‌های فیزیکی هستند (۲۵) و اغلب این مدل‌ها نیازمند داده‌های جزیی هواشناسی می‌باشند (۲). بنابراین بطور معمول از اینگونه مدل‌ها برای برآورد تبخیروتعرق در مقیاس مزرعه‌ای استفاده می‌شوند و به دلیل ناهمگن بودن سطح زمین و طبیعت دینامیکی فرآیند انتقال بخار آب امکان تعمیم نتایج آن‌ها به مقیاس بزرگتر وجود ندارد (۳۶). لذا مقادیر برآورد شده به صورت نقطه‌ای بوده و پیوستگی مکانی ندارد.

تکنیک سنجش از دور به منظور برآورد تبخیروتعرق در مقیاس مکانی گسترده پایه‌ریزی شده است. تخمین تبخیروتعرق براساس الگوریتم‌های سنجش از دوری با استفاده از داده‌های سنجش از دوری برای محاسبه دمای سطح و شاخص‌های گیاهی همراه با اطلاعات هواشناسی منطقه، صورت می‌گیرد. به‌طور کلی روش‌هایی که براساس توازن انرژی عمل می‌کنند، به دو دسته الگوریتم‌های تک منبعی نظیر SEBAL، SSEB، SEBS، METRIC و الگوریتم‌های دو منبعی TSEB و SETEB طبقه‌بندی می‌شوند (۹، ۴ و ۲۹).

الگوریتم SEBAL با تصاویر سنجنده‌های متفاوتی در مناطق مختلف دنیا بکار برده شده و یافته‌های مطلوبی ارائه کرده است (۳۶). در سال ۲۰۰۵ باستیانسن، الگوریتم SEBAL را در بیش از ۳۰ کشور در مقیاس منطقه‌ای و مزرعه مورد بررسی قرار داد. دقت نتایج بدست آمده در مقایسه با اندازه‌گیری‌های روزانه، در مقیاس مزرعه ۸۵ درصد و در مقیاس محلی تا ۹۶ درصد را به نمایش گذاشت (۷). در سال ۲۰۱۲ راهوف و همکاران به بررسی مقدار تبخیروتعرق براساس مدل SEBAL و تصاویر مودیس در برزیل پرداختند که در نهایت نتایج بدست آمده از SEBAL و روش همبستگی ادی برای گیاه نیشکر همبستگی (۰٫۷۶>R^2>۰٫۶۶) را نشان داد و محققان دریافتند که شاخص‌های گیاهی، گرادیان دما و شار تابش خالص از مهمترین و حساس‌ترین ورودی‌ها در این مدل هستند (۳۲). بیل و همکاران (۲۰۱۵) به این نتیجه رسیدند که الگوریتم SEBAL در مقایسه با داده‌های لایسمتری توانایی تخمین توریع مکانی تبخیروتعرق را دارد (۶). در ملایر مقادیر برآورد شده تبخیروتعرق واقعی از روش SEBAL با رابطه پنمن مانتیث- فائو مقایسه شد که نتایج نشان داد اختلاف بسیار کمی بین مقادیر وجود دارد (۳۰). عبدلی و همکاران (۲۰۱۱) با استفاده از تصاویر MODIS و لندست ۷ (+ETM) تبخیروتعرق واقعی را در اراضی تحت پوشش شبکه‌های آبیاری حوضه هیدرولوژیک رودخانه زاینده‌رود برآورد نمودند که نتایج مشابهی از مدل SEBAL با معادله تجربی پنمن- مانتیث حاصل شد (۱). محسنی ساروی و همکاران (۲۰۱۰) با کاربرد مدل SEBAL در برآورد تبخیروتعرق در حوضه آبخیز طالقان با استفاده از تصاویر MODIS نتیجه گرفتند که مقادیر برآوردی با داده‌های اندازه‌گیری شده (از لایسیمتر) دارای همبستگی بالایی بوده‌اند (۲۸). نوری و همکاران ۲۰۱۷ و ثنائی‌نژاد و همکاران ۲۰۱۱ با استفاده از تصاویر MODIS نتیجه گرفتند مدل SEBAL برای برآورد تبخیروتعرق در سطح منطقه (حوضه آبخیز مشهد) مناسب می‌باشد (۳۰ و ۳۳). مباشری و همکاران (۲۰۰۶) با استفاده از مدل SEBAL و تصاویر ماهواره لندست ۵ (TM) در دشت خوزستان تبخیروتعرق واقعی را برآورد نموده و مدل SEBAL را مناسب ارزیابی کردند (۲۷).

الگوریتم تک‌منبعی دیگری که در این تحقیق به آن توجه شده است الگوریتم ساده شده بیلان انرژی (SSEB) می‌باشد. SSEB برای مطالعات منطقه‌ای و بررسی اثرات محدودیت منابع آب برروی عملکرد گیاه بسیار کاربردی است. این روش برمبنای فرضیه تغییرات خطی شار گرمایی نهان و تغییرات سطح می‌باشد. این روش متضمن این موضوع است که دمای سطح زمین با رطوبت خاک و بعد از آن با شارهای اتمسفر در ارتباط است (۳۴). گوادا و همکاران در سال ۲۰۰۹ به بررسی الگوریتم SSEB در مقایسه با داده‌های لایسیمتری در منطقه تگزاس پرداختند. دراین تحقیق SSEB را ساده‌ترین مدل

موجود در مقیاس منطقه‌ای معرفی کرده و اذعان داشتند که روش SSEB می‌تواند برای برآورد تبخیروتعرق استفاده شود و روش SSEB در مقایسه با دیگر روش‌ها مانند SEBAL و METRIC و الگوریتم‌های دومنبعی عملکرد بهتری داشته و با توجه به نیازمندی این الگوریتم به حداقل اطلاعات هواشناسی، نتیجه قابل قبول و دقیقی را در برآورد تبخیروتعرق در مناطق خشک و نیمه خشک مانند تگزاس ارائه کرده است (۱۷). عصاره مستقیم و همکاران در سال ۱۳۹۰ به بررسی تغییرات پوشش گیاهی مزرعه نیشکر امیرکبیر با استفاده از تکنیک سنجش از دور پرداختند که در این پژوهش برای تعیین تبخیروتعرق مزرعه از الگوریتم SSEB استفاده شد. با بررسی روند تغییرات زمانی تبخیروتعرق، کاهش تراکم پوشش گیاهی در طی سال‌های اخیر را گزارش کردند (۵).

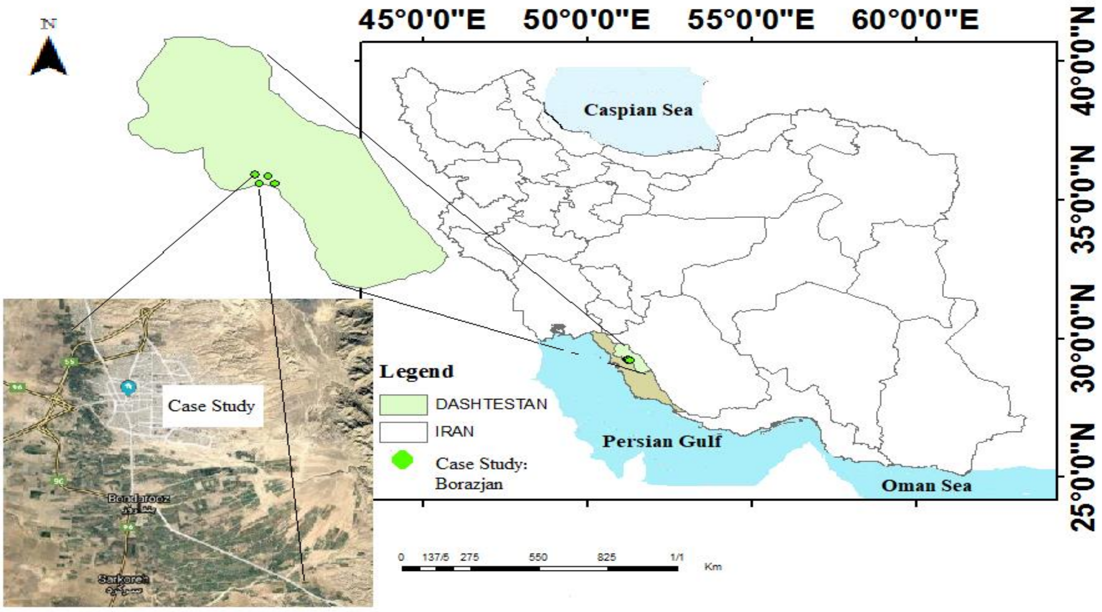
مدل‌های دو منبعی ضمن تفکیک خاک و گیاه در سرتاسر فرآیند مدلسازی، برخلاف مدل‌های تک منبعی از چندین مقاومت آیرودینامیکی مجزا برای خاک و گیاه استفاده می‌کنند (۱۹). همچنین مدل دومنبعی TSEB بررسی دقیق‌تری از تغییرات رادیومتریکی و تبادل شار انرژی بین خاک و گیاه را مورد توجه قرار می‌دهد، که در واقع به دو منبع شار گرما و شار بخار آب در زمین‌های ناهمگن خاک و پوشش گیاهی اشاره دارد (۲۹). اما الگوریتم دومنبعی در مقایسه با اندازه‌گیری‌های زمینی با خطای بیشتری رو به رو بوده است (۳۹). مدل TSEB در یک منطقه خشک و نیمه خشک با استفاده از تصاویر دمای رادیومتریک، شاخص گیاهی و نقشه‌های کاربردی اراضی نتایج موفقیت آمیزی از خود نشان داد (۱۱). تیمرمنز و همکاران در سال ۲۰۰۶ و طی تحقیقی به مقایسه الگوریتم بیلان انرژی سطح و الگوریتم دو منبعی پرداختند و تفاوت اصلی این دو مدل را در برآورد توزیع مکانی شارهای انرژی سطح، متمایز کردن اجزای بیلان انرژی سطح برای خاک و گیاه در مدل دو منبعی و تمایز این دو الگوریتم در برآورد شار گرمای محسوس دانستند (۴۱).

هدف از تحقیق حاضر، تخمین میزان تبخیر و تعرق واقعی در استان بوشهر-برازجان (مرکز تحقیقات کشاورزی استان بوشهر) با استفاده الگوریتم‌های تک منبعی SEBAL، SSEB و الگوریتم دو منبعی TSEB به صورت مکانی، مقایسهٔ آن با داده‌های اندازه‌گیری شدهٔ لایسیمتری، محاسبهٔ فاکتور L در برآورد شاخص پوشش گیاهی تعدیل شده برحسب خاک (SAVI)، برای پوشش حوضهٔ مربوطه و در نهایت تهیهٔ نقشهٔ توزیع مکانی تبخیروتعرق واقعی در محدوده تحت تأثیر لایسیمتر موجود در استان بوشهر و بر اساس محاسبات شبکهٔ سلولی است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه و داده‌های مورد استفاده

بوشهر یکی از استان‌های ساحلی جنوب ایران است که در موقعیت جغرافیایی ′۱۴°۲۷ تا ′۱۶°۳۰ شمالی و ′۰۶°۵۰ تا ′۵۸°۵۳ شرقی واقع شده است (شکل ۱). مساحت استان بوشهر ۲۷۶۵۳ کیلومتر مربع است که ۹۸۳ کیلومتر مرز آبی با خلیج فارس دارد. میانگین دمای سالانه منطقه ۲۵/۷ درجه سانتی‌گراد، میزان رطوبت نسبی آن بین ۷۵-۵۸ درصد و متوسط بارندگی سالانه این استان ۲۲۰ میلی‌متر است.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی محدوده مورد مطالعه در استان بوشهر شهرستان دشتستان

Figure 1- The geographical position of study region in Dashtestan county, Bushehr province, Iran

به منظور اعتبارسنجی نتایج الگوریتم‌های مورد بررسی، از مقادیر تبخیروتعرق اندازه‌گیری شده دو لایسیمتر زهکش‌دار برای گیاه مرجع چمن و گوجه فرنگی به عنوان مهم‌ترین محصول زراعی منطقه، واقع در اراضی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان بوشهر واقع در ۹ کیلومتری جنوب شرق برازجان با طول جغرافیایی ۵۱ درجه و ۱۶ دقیقه طول شرقی و عرض ۲۹ درجه و ۲۷ دقیقه عرض شمالی است (شکل ۱).

در این پژوهش از ۴۶ تصویر بدون ابر و روزانه از سنجنده MODIS، ۷تصویر از سنجنده +ETM و ۷ تصویر از سنجنده TM در طول فصل رشد از ماه فروردین تا شهریور از سال ۸۰ تا ۸۲ استفاده شده است. از این رو تعداد و تاریخ تصاویر مورد ارزیابی بسته به شرایط آب و هوایی زمان برداشت و تاریخ گذر ماهواره از منطقه یکسان نیستند.

SEBAL

مدل SEBAL با استفاده از تصاویر دیجیتالی بدست آمده از ماهواره لندست یا دیگر حس‌گرها قادر به ثبت مقدار تابش در نواحی مرئی[1]، مادون قرمز نزدیک[2] و مادون قرمز[3] می‌باشد. مقدار تبخیروتعرق (ET) در زمان عبور ماهواره برای هر پیکسل محاسبه می‌شود و فرآیند محاسبه آن براساس معادله بیلان انرژی است که در آن مقدار ET از تفاضل شار گرمایی و شار خاک از شار تابش خالص محاسبه می‌شود (۸). در شکل ۲ معادلات اصلی براورد هر یک از اجزا معادله ۱ نمایش داده شده است.

$$\lambda E = Rn - G - H \qquad (۱)$$

در این معادله λE شار گرمای نهان تبخیر $R_n(\frac{W}{m^2})$،شار تابش خالص $(\frac{W}{m^2})$، G شار گرمای خاک $(\frac{W}{m^2})$ و H شار گرمای محسوس $(\frac{W}{m^2})$ می‌باشد.

روش اصلی در اجرای مدل SSEB (۳۴) کاربرد همزمان تبخیروتعرق مرجع و دمای سطح است. در ابتدای کار معادله بیلان انرژی برای گیاه مرجع با استفاده از معادله استاندارد شده پنمن مانتیث (۲) با فرض پوشش گیاهی متراکم و تامین نامحدود آب) محاسبه می‌شود نحوه استفاده از معادله استاندارد شده پنمن مانتیث توسط سنای و همکاران در سال ۲۰۰۸ نوشته شده است. از دمای پیکسل‌های سرد و گرم می‌توان در محاسبه کسر تبخیروتعرق برای هر پیکسل در تصویر استفاده کرد (۳۷). کسر تبخیروتعرق (ETf) برای هر پیکسل طبق معادله زیر محاسبه می‌شود (۴و۸).

$$ET_f = \frac{T_H - T_X}{T_H - T_C} \qquad (۲)$$

که در آن: T_c و T_H میانگین دمای رادیومتریکی سطح در پیکسل‌های سرد و گرم و T_x دمای رادیومتریکی سطح در هر پیکسل تصویر است. در گام سوم، تبخیروتعرق واقعی هر پیکسل در تصویر از معادله (۴) برآورد می‌شود.

$$ET_a = ET_F \times kET_0 \qquad (۳)$$

ET0: تبخیروتعرق گیاه مرجع (mm/day) است که از معادله استاندارد تبخیروتعرق مرجع (ASCE) محاسبه می‌شود. k ضریبی است که تبخیروتعرق مرجع گیاه چمن را به ماکزیمم مقدار تبخیروتعرقی که گیاه با مقاومت آیرودینامیکی بالا داشته است؛ می‌رساند. مقدار k= ۱٫۲ پیشنهاد شده است که در این تحقیق نیز همین مقدار مدنظر قرار گرفته است (۳۵).

در فرآیند اجرای الگوریتم SEBAL و SSEB از دو پیکسل شاخص برای مشخص کردن شرایط مرزی در معادله بیلان انرژی استفاده می‌شود. این دو پیکسل شاخص، تحت عنوان پیکسل‌های سرد و گرم نامیده می‌شوند و در منطقه مورد مطالعه قرار دارند. پیکسل سرد از مزارع با پوشش گیاهی کامل و کاملاً آبیاری شده انتخاب می‌شود که در آن دمای سطحی و دمای هوای نزدیک به سطح برابر فرض می‌شوند و پیکسل گرم از اراضی بدون پوشش و خشک انتخاب می‌شود. در مدل SEBAL کیفیت محاسبات ET به انتخاب دقیق این دو پیکسل وابسته است (۹).

الگوریتم دو منبعی TSEB

الگوریتم بیلان انرژی دو منبعی TSEB ابتدا توسط نورمن و همکاران در سال ۱۹۹۵ پیشنهاد شد (۲۹) و سپس توسط کوستاس و نورمن اصلاح شد (۲۰، ۲۱ و ۲۲). محققین و متخصصین زیادی اثبات کردند که این مدل برای شرایط آب و هوایی و مناطق مختلف مناسب است (۱۴، ۲۲ و ۲۴).

الگوریتم TSEB از جمله الگوریتم‌های مطرح در بین مدل‌های دو منبعی است که در آن خاک و گیاه را به عنوان دو منبع جداگانه مورد بررسی قرار می‌دهد. اساس این الگوریتم در برآورد شار انرژی، معادله بیلان انرژی (معادله ۱) می‌باشد. در مدل دو منبعی مذکور، به غیر از G، تمامی اجزاء معادله برای دو لایه خاک و پوشش گیاهی به‌صورت مجزا برآورد می‌شود. که بر این اساس روابط زیر برقرار است.

1- Visible
2- Near Infrared
3- Infrared

$$\lambda ET=R_n-G-H$$

$$R_n=(1-\alpha)R_{S\downarrow}+R_{L\downarrow}-(1-\varepsilon_0)R_{L\downarrow}$$

$$H=\frac{\rho_{air}.C_p.dt}{r_{ah}}$$

$$\frac{G}{R_n}=\frac{T_s}{\alpha}\times[0.0032\alpha+0.0062\alpha^2]\times[1-0.978\times NDVI^4]$$

شکل ۲- الگوریتم محاسباتی بیلان انرژی در الگوریتم SEBAL

Figure 2- Calculation algorithm of surface energy balance in SEBAL

$$R_n=R_{n.c}+R_{n.s} \qquad (۴)$$

$$H=H_c+H_s \qquad (۵)$$

$$LE=LE_c+LE_s \qquad (۶)$$

در روابط فوق اندیس‌های s و c به ترتیب نمایانگر جزء خاک (Soil) و پوشش گیاهی (Crop) هستند.

شاخص‌های گیاهی

محاسبات کلیه مدل‌های شار انرژی اعم از تک‌منبعی و دومنبعی نیازمند تعیین شاخص‌های LAI[1]، SAVI[2]،NDVI[3] می‌باشند لـذا در ادامه به توضیح آنها پرداخته شده است.

NDVI شاخص اختلاف پوشش گیـاهی نرمـال شـده، نمایـه‌ای است وابسته به میزان وضعیت پوشش گیاهی که از داده‌های باندهای قرمز (ρ_{RED}) و مادون قرمز (ρ_{NIR}) محاسبه می‌گردد. چنانچه مقادیر NDVIکمتر از ۰٫۲ باشد، پیکسل بـه عنـوان پیکسـل فاقـد پوشـش گیاهی و یا با پوشش گیاهی خیلی کم در نظر گرفته شده است. دامنه تغییرات این شاخص بین ۱+ و ۱- است. این شاخص براساس تـراکم پوشش گیاهی و داده‌هـای بانـدهای قرمـز و مـادون قرمـز محاسـبه می‌شود.

$$NDVI=\frac{\rho_{NIR}-\rho_{RED}}{\rho_{NIR}-\rho_{RED}} \qquad (۷)$$

که در سنجنده‌های مختلف باندهای مربوط به طول موج قرمـز (ρ_{red}) و مادون قرمز (ρ_{nir}) متفاوت می‌باشد.

SAVI یا شاخص تعدیل شده برحسب خـاک، توسـط هیـوت در سال ۱۹۸۴ با هدف حداقل کردن اثرات خاک زمینه در بازتاب پوشش گیاهی پیشنهاد شد (۱۸). از دیگر دلایل استفاده از این شـاخص ایـن است که خطوط همپوش گیاهی[4] موازی نیستند و اینکه بطـور کامـل یک نقطه را پوشش نمی‌دهند. شـاخص پوشـش گیـاهی بـا انعکـاس خاک، یک شاخص عالی برای محیط‌های با پوشش کم می‌باشد (۱۰).

$$SAVI=\frac{\rho_{NIR}-\rho_{RED}}{\rho_{NIR}+\rho_{RED}+L}(1+L) \qquad (۸)$$

L فاکتور تعدیل کننده اثر خاک است. مقدار آن بـرای پوشـش تنـک برابر ۱ و برای پوشش متوسط برابر ۰٫۵ و اما برای پوشش انبوه صـفر و یا ۰٫۲۵ در نظر گرفته می‌شود. هدف از ایجاد ایـن شـاخص، حـذف اثر تیرگی خاک می‌باشد که با استفاده از اطلاعات تصاویر و روابط (۹) و (۱۰) محاسبه شود (۳۱).

$$L=1-2\ .\ a.\ NDVI.\ WDVI \qquad (۹)$$

$$WDVI=\rho_{nir}-\gamma\ \rho_{red} \qquad (۱۰)$$

ضریب a برابر ۱٫۶ می‌باشد و WDVI[5] از رابطه (۱۰) بدست می‌آید.

در معادله ۱۰ فاکتور γ ضریب خط خاک[6] است که در واقع شیب خط برازش داده شده بر نمودار طیفی باندهای مادون قرمز نزدیـک و قرمز است که در شکل ۳ نشان داده شـده اسـت (۴۳). بـرای بـرآورد SAVI در منطقه تحقیقاتی آیداهو مقدار L=۰/۵ مناسب دانسته شـده است (۹).

شاخص LAI برای تخمین ویژگی‌های ساختاری پوشش گیـاهی نظیر شاخص سطح برگ مورد استفاده قرار می‌گیرد که یک قدم مهم در تعیین مقدار آب مصرفی در گیاهان مختلـف اسـت. ایـن شـاخص نشان‌دهنده نسبت کل برگ‌های گیاه به سـطح زمـین پوشـانده شـده توسط گیاه است که از رابطه زیر محاسبه می‌شود. شاخص سطح برگ در گیاهان زراعی مختلف بین ۲ – ۵ متغیر است (۱۰).

$$LAI=\frac{-\left(\ln\left(\frac{0.69-SAVI}{0.59}\right)\right)}{0.91} \qquad (۱۱)$$

1- Leaf Area Index
2- Soil Adjusted Vegetation Index
3- Normalize Difference Vegetation Index
4- Isovegetation
5- Weighted Difference Vegetation Index
6- Soil Line Coefficient

شاخص‌های آماری

با هدف مقایسه نتایج حاصل از کاربرد الگوریتم‌های بیلان انرژی با مقادیر مشاهداتی از لایسیمتر در منطقه مورد مطالعه از آماره‌هایی متداول همچون میانگین خطای مطلق (MAE)، میانگین جذر مربعات خطا (RMSE) و ریشه میانگین مربعات خطای نرمال شده (NRMSE)، خطای استاندارد(SE)، خطای اریب میانگین (MBE) و r ضریب همبستگی استفاده شده است. علاوه بر این موارد و با هدف بررسی یکسان بودن و همقوارگی برآوردهای بدست آمده از الگوریتم‌های سنجش از دوری از آزمون T-Test استفاده شد که صحت‌سنجی برای سنجنده‌های MODIS و +ETM و TM در سطح معنی‌داری ۹۵٪ صورت گرفت تا احتمال تصادفی بودن نتایج بدست آمده بررسی گردد.

$$MAE=N^{-1}\sum_{i=1}^{n}(ET(Mod)_i-ET(Obs)_i) \quad (۱۲)$$

$$MBE=N^{-1}\sum_{i=1}^{n}(ET(Mod)_i-ET(Obs)_i) \quad (۱۳)$$

$$RMSE=[N^{-1}\sum_{i=1}^{n}(ET(Mod)_i-ET(Obs)_i)]^{0.5} \quad (۱۴)$$

$$SE=(N-2)^{-1}\left[\sum_{i=1}^{n}(ET(Mod)-\overline{ET(Mod)})^2-\frac{\left(\sum_{i=1}^{N}(ET(Obs)-\overline{ET(Obs)})(ET(Mod)-\overline{ET(Mod)})\right)^2}{\sum_{i=1}^{n}(ET(Obs)-\overline{ET(Obs)})^2}\right] \quad (۱۵)$$

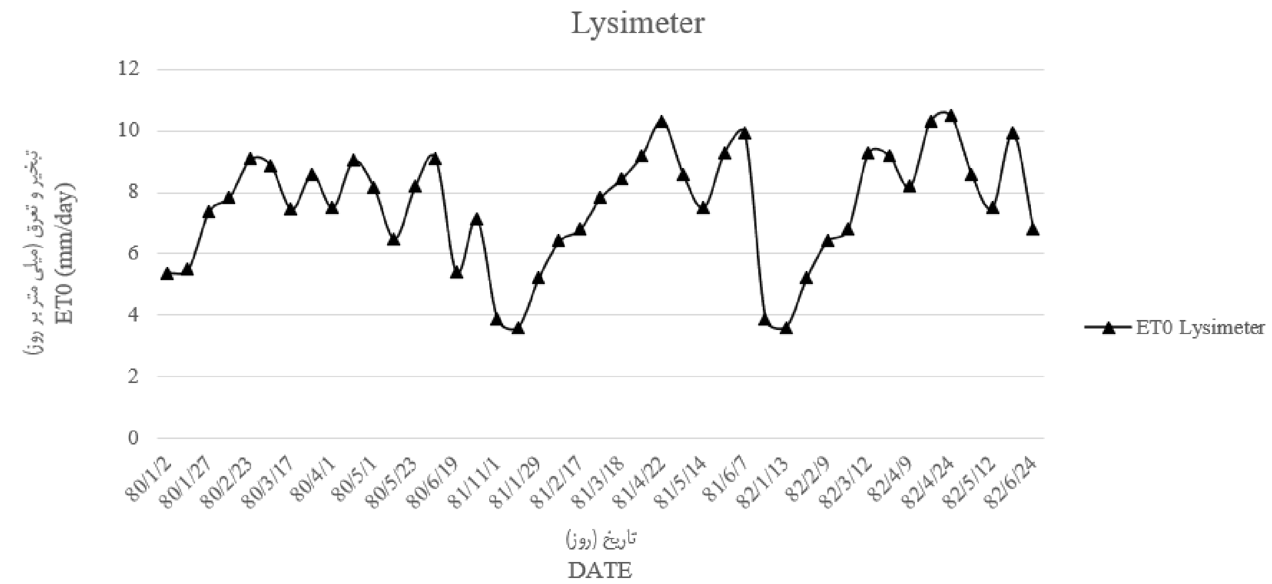
$$r=\frac{\sum_{i=1}^{n}(ET(Obs)-\overline{ET(Obs)})(ET(Mod)-\overline{ET(Mod)})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(ET(Obs)-\overline{ET(Obs)})^2\sum_{i=1}^{n}(ET(Mod)-\overline{ET(Mod)})^2}} \quad (۱۶)$$

که ET(Mod) تبخیروتعرق برآورد شده از هر یک از الگوریتم‌های بیلان انرژی و ET(Obs) تبخیروتعرق مشاهداتی از لایسیمتر، $\overline{ET(Obs)}$ میانگین تبخیروتعرق برآورد شده از لایسیمتر و $\overline{ET(Mod)}$ میانگین تبخیروتعرق برآورد شده از هر یک از الگوریتم‌های بیلان انرژی می‌باشد.

نتایج و بحث

محاسبات و اندازه‌گیری‌های مربوط به لایسیمتر

اندازه‌گیری ها در شش ماه گرم سال به‌صورت روزانه و ساعتی انجام گرفت. سینوسی بودن نمودارها در هر سه سنجنده نشان‌دهنده تغییرات شبانه روزی داده‌های لایسیمتری و برآوردهای صورت گرفته را به‌خوبی نشان می‌دهد. بیشترین مقدار تبخیروتعرق گیاه مرجع در بین سال‌های مورد بررسی در ظهر روز ۲۴ تیرماه سال ۱۳۸۲ با ۱۰/۵ میلی‌متر بر روز و کمترین مقدار آن ۳/۶۲ میلی‌متر در روز برای ۱۳ فروردین ۱۳۸۲ برآورد شده است. افزایش دمای هوا در ماه نیزعامل افزایش تبخیروتعرق شده است.



شکل ۳- تبخیروتعرق اندازه گیری شده بوسیله لایسیمتر در مقیاس روزانه در شش ماهه ابتدای سال ۸۰-۸۲

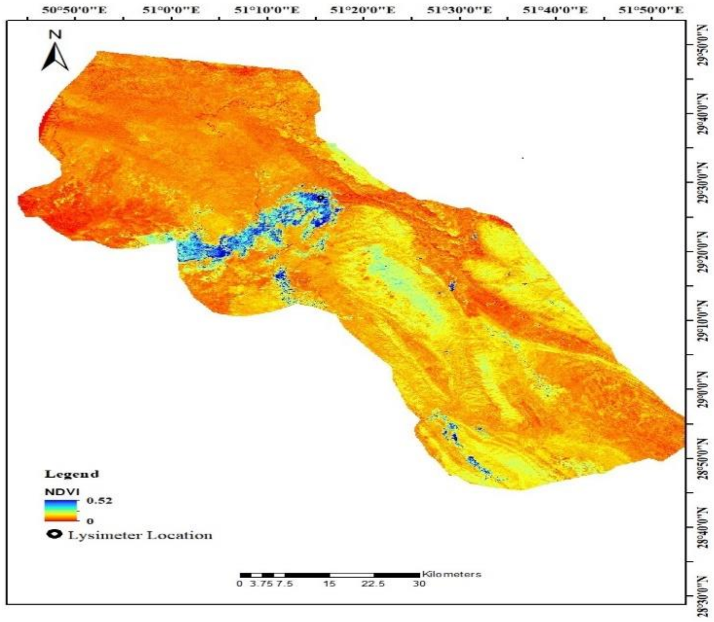
Figure 3- The measured daily evapotranspiration by Lysimeter in six prime months of the years (2001-2003)

در آغاز فصل کشت سطح خاک بدون پوشش گیاهی بوده مقدار SAVI براساس فاکتور L با کاهش رو به رو بوده است. همچنین کل آب تلف شده از راه تبخیر از سطح خاک می‌باشد و عوامل اقلیمی نظیر دمای هوا، درصد رطوبت نسبی، سرعت باد، ساعات آفتابی و میزان تابش خورشیدی اهمیت به‌سزایی در این مرحله داشته است. در مقابل در تیرماه زمانی که گیاه به بلوغ و رشد کامل رسیده است علاوه بر عوامل اقلیمی، عوامل گیاهی از قبیل نوع گیاه، مرحله رشد، شکل ظاهری برگ و پتانسیل آب در درون برگ نیز در میزان تبخیرو تعرق اثرگذار خواهد بود و در این مرحله با افزایش نمایه سطح برگ، نیاز آبی افزایش یافته و سهم تعرق در تبخیروتعرق بر تبخیر پیشی گرفته و با افزایش تراکم پوشش گیاهی مقدار L روبه کاهش است و در نهایت مقدار SAVI افزایش می‌یابد.

مقدار این شاخص NDVI طی دورۀ رشد با افزایش پوشش گیاهی سبز افزایش می‌یابد. در طی بررسی‌های سه ساله صورت گرفته بر روی لایسیمتر، مقدار تبخیروتعرق در روز ۴ فروردین ۸۱ به کمترین مقدار خود یعنی ۹/۹ میلی‌متر بر روز، رسیده و در مقابل در روز ۲۴ مرداد ۸۲ به بیشترین مقدار خود یعنی ۳/۸۷ میلی‌متر بر روز، رسیده است. علت کاهش تبخیروتعرق در اوایل فروردین مربوط به عدم رویش کامل گیاهان و در نتیجه کاهش شاخص پوشش گیاهی و همچنین سردی هواست. در مقایسه‌ای که بین میزان تبخیروتعرق بدست آمده از لایسیمتر و عوامل گیاهی تاثیرگذار برآن انجام شد نیز این موضوع اثبات کننده این مطلب است که با افزایش NDVI و LAI و همچنین بلوغ رسیدن گیاه در مرحله کشت، میزان تعرق از سطح افزایش یافته است.

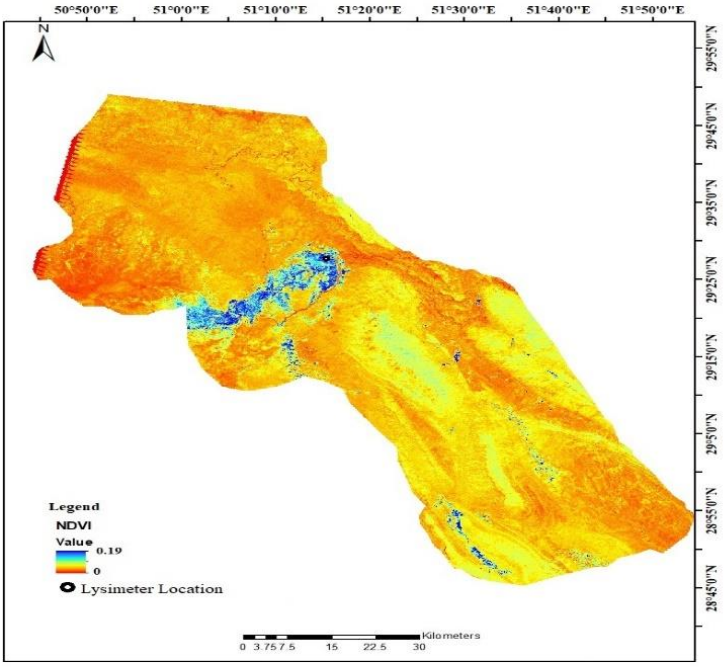
طبق نمودارهای شکل ۶، در بررسی شاخص NDVI سنجنده MODIS به دلیل تعدد تعداد تصاویر مورد بررسی و به عبارت دیگر پیوستگی زمانی بالای این سنجنده دوره کشت گیاه مرجع در ماه‌های مورد بررسی را به خوبی نشان می‌دهد. سنجنده لندست ۷ و ۵ نیز با وجود قدرت تفکیک مکانی بالا و پیوستگی مکانی تصاویر مورد بررسی، به دلیل در دسترس نبودن همه تصاویر روزهای دوره کشت نتایج دقیقی را از خود نشان ندادند.

با توجه به قدرت تفکیک مکانی و پیوستگی تصاویر لندست ۷، تصاویر این سنجنده در برآورد مقدار L و در نهایت مقدار تبخیروتعرق، مورد استفاده قرار گرفت. در ابتدای دوره کشت با توجه به تنک بودن پوشش گیاهی و جوانه‌زنی گیاه مرجع، مقدار فاکتور L به سمت ۱ میل می‌کند و همچنان با افزایش پوشش گیاهی و به بلوغ رسیدن گیاه مرجع مقدار L کاهش یافته است. در بررسی نتایج ارائه شده در جدول ۱، نسبت مقادیر باندهای قرمز و مادون قرمز نزدیک با افزایش تراکم پوشش گیاهی، شیب خط برازش شده کاهش یافته و در نهایت مقدار L نیز کاهش می‌یابد.



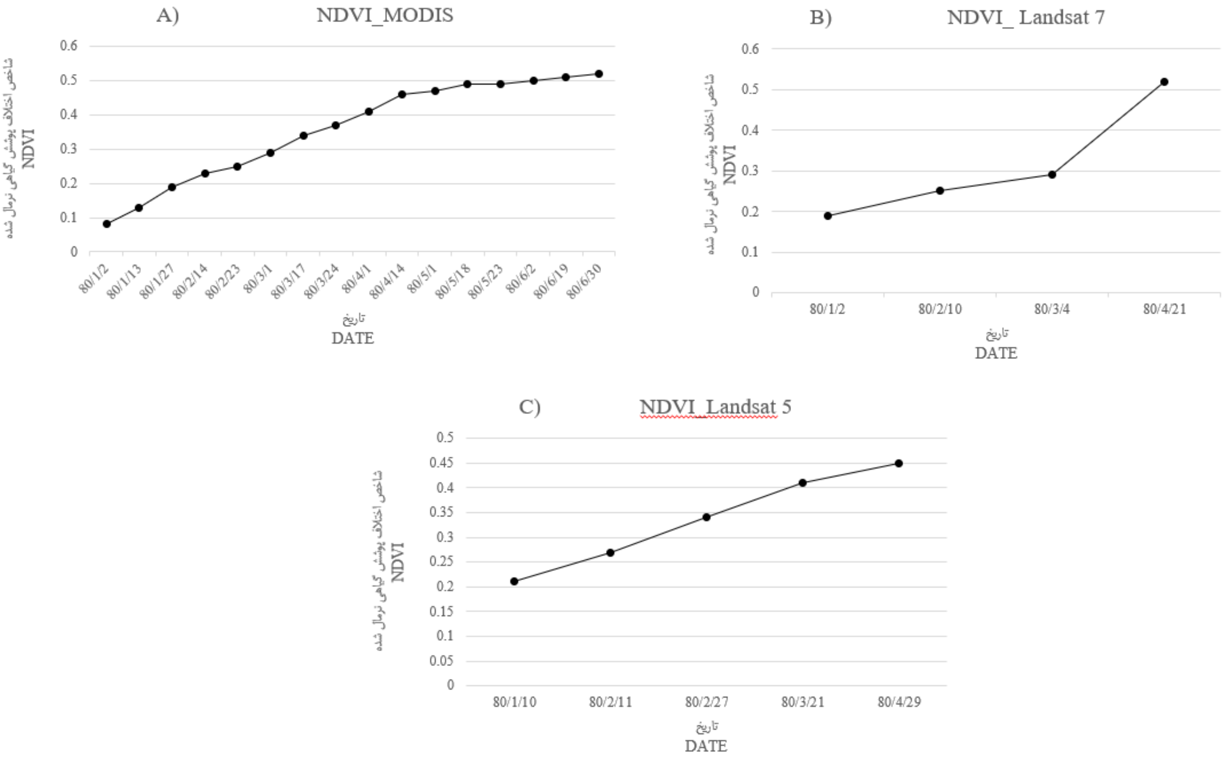
شکل ٤- شاخص NDVI در ۲۱ مرداد ۸۰ در ماهواره لندست ۷

Figure 4- NDVI map on 12 August 2001 in Landsat 7 satellite



شکل ۵- شاخص NDVI در ۲ فروردین ۸۰ در ماهواره لندست ۷

Figure 5- NDVI map on 22 March 2001 in Landsat 7 satellite



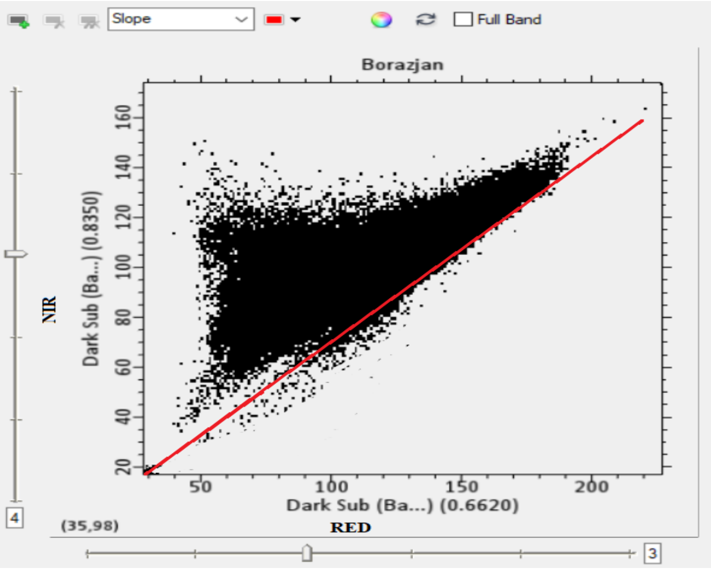
شکل ٦- نمودار مقادیر شاخص NDVI در منطقه مورد بررسی در دوره کشت در سال ۸۱، الف) سنجنده Modis، ب) سنجنده +ETM، و ج) سنجنده TM

Figure 6- NDVI diagram during growth stage on 2001, A) MODIS, B) ETM+, C) TM

جدول ۱- مقایسه نتایج تبخیروتعرق واقعی حاصل از الگوریتم SEBAL با مقادیر متفاوتی از L در مقابل لایسیمتر

Table 1- Comparison between actual evapotranspiration of SEBAL with different amounts of L and lysimeter data

DATE	Lysimeter (mm/day)	SEBAL						
		L=0	L=0.2	L=0.4	L=0.5	L=0.6	L=0.8	L=1
2/1/1380 (22/3/2001)	5.38	4.21	4.82	5.21	5.31	5.33	4.81	4.77
9/2/1380 (29/4/2001)	7.86	5.18	6.27	6.91	7.34	7.52	7.23	7.57
3/3/1380 (24/5/2001)	8.88	6.35	7.82	8.22	8.42	8.63	8.48	8.74
31/3/1380 (21/6/2001)	8.4	5.71	5.69	6.77	7.64	7.82	7.38	7.50
20/4/1380 (11/7/2001)	3.87	3.22	3.71	3.51	3.57	3.61	3.71	2.21
3/6/1380 (28/5/2001)	9.3	7.31	7.36	8.35	8.79	8.92	8.50	8.48
	RMSE	1.53	1.26	0.97	0.72	0.60	0.84	0.94
	P_value	0.009	0.02	0.05	0.01	0.002	0.006	0.04



شکل ۷- تعریف و تعیین ضریب خط خاک از ترکیب باندهای مادون قرمز نزدیک و قرمز در لندست۷ در تاریخ ۳ شهریور ۱۳۸۰

Figure 7- Determination of soil line coefficient from near infrared and red bands in Landsat 7 in 25 August 2001

جدول ۲- مقایسه نتایج تبخیروتعرق تخمین زده شده به روش الگوریتم‌های بیلان انرژی در سه سنجنده MODIS، ETM+ و TM نسبت به داده‌برداری لایسیمتری

Table 2- The comparison of estimated evapotranspiration of surface energy balance algorithms in MODIS, ETM+ and TM with lysimetric data

SENSOR	METHOD	P-VALUE	MBE(MM/DAY)	R (-)	RMSE(MM/DAY)	SE(MM/DAY)
MODIS	SEBAL	0.05	-0.076	0.97	0.85	0.14
	SSEB	0.002	-1.30	0.96	1.38	0.26
	TSEB	0.003	-2.60	0.90	2.70	0.57
ETM+	SEBAL	0.04	-1.08	0.99	1.04	0.10
	SSEB	0.02	-1.63	0.98	1.56	0.24
	TSEB	0.02	-2.86	0.92	2.76	0.75
TM	SEBAL	0.03	-1.16	0.97	1.14	0.28
	SSEB	0.02	-2.13	0.98	1.97	0.14
	TSEB	0.009	-3.26	0.94	3.06	0.28

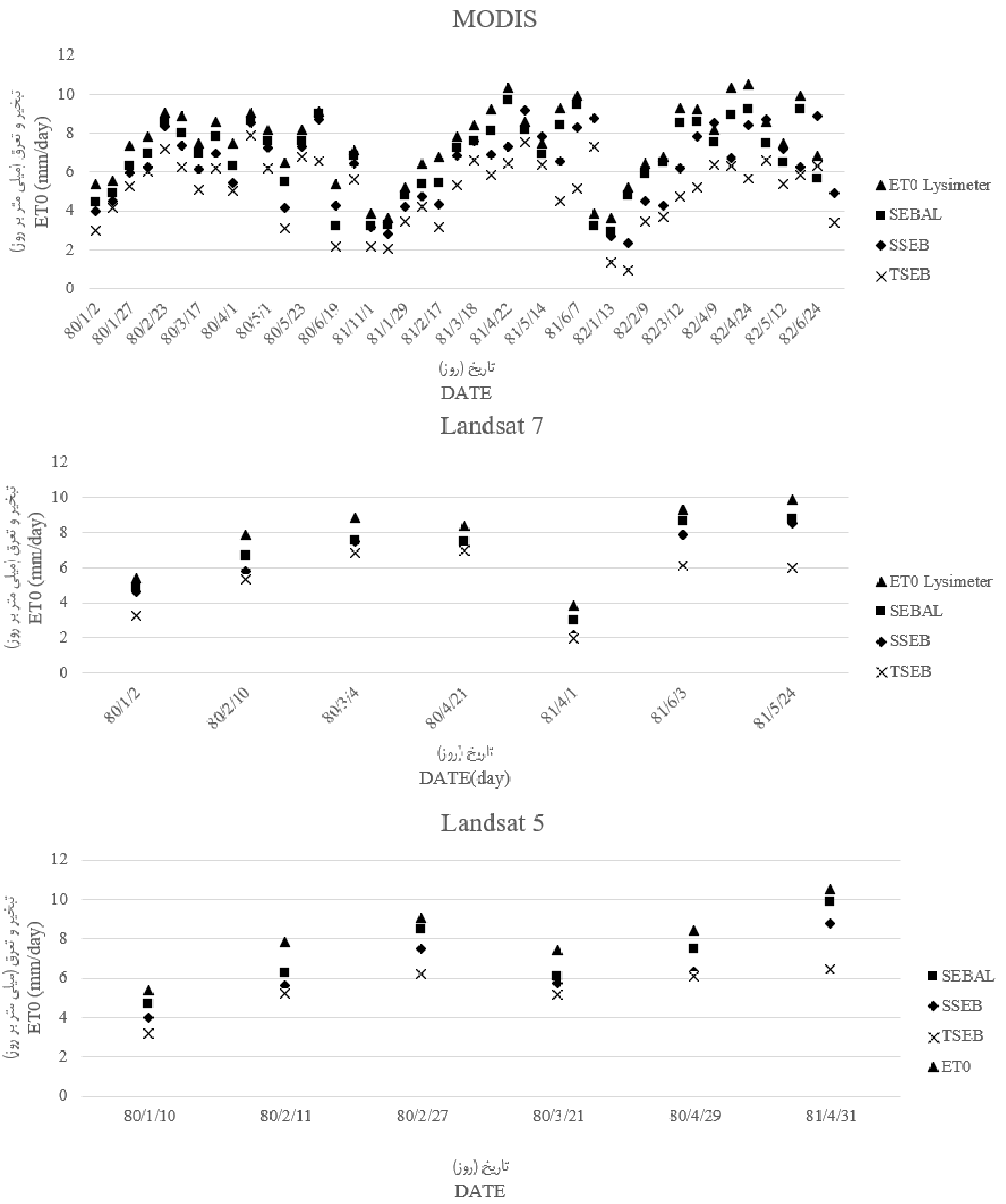
کمترین مقدار RMSE برای L (برابر با ۰٫۶) به میزان ۰/۶ میلی‌متر بر روز و بیشترین مقدار به میزان ۱٫۵۳ میلی‌متر بر روز برای L برابر با صفر بوده است، اقلیم نیمه خشک منطقه و پراکندگی پوشش گیاهی نیز تایید کننده این موضوع است که در دوره‌ای از

فصل کشت که گیاه به مرحله بلوغ رسیده است مقدار L افزایش یافته و در نهایت مقدار بهینه L=0.6 در برآورد مقدار SAVI کالیبره شده برای منطقه مورد بررسی استفاده شده است. L های بزرگ در خاک-های تیره یا پوشش گیاهی بسیار اندک دیده می‌شود.

در تاریخ مورد بررسی در شکل ۷ شیب بدست آمده برابر با۰/۹۳ بود که با توجه به تاریخ تصویر مورد بررسی، در پایان دوره کشت و کاهش تراکم پوشش گیاهی باعث شده است که پارامتر L به سمت ۱ متمایل شود.

نتایج حاصل از مقادیر تبخیروتعرق پتانسیل برآوردی از الگوریتم‌های بیلان انرژی با مقادیر اندازه گیری شده به وسیلهٔ لایسیمتر منطقه در روزهای تصویربرداری در جدول ۲ مقایسه شد. تبخیرو تعرق مرجع (ET0) برای سال‌های زراعی ۸۰-۸۲ بوسیله سه الگوریتم SEBAL، SSEB و TSEB براساس استفاده از تصاویر ماهواره‌های MODIS، Landsat7 و Landsat5 و داده‌های هواشناسی مورد نیاز محاسبه شد. به دلیل پیچدگی محاسبه مستقیم شارهای بیلان انرژی، از لایسیمتر برای اعتبارسنجی مقدار تبخیروتعرق محاسبه شده از داده‌های لایسیمتری استفاده شد. در بررسی‌های انجام شده برروی الگوریتم SEBAL، در هر سه سنجنده در سطح ۹۵ درصد تمامی داده‌های برآورد شده با اندازه‌گیری‌های شاهد(لایسیمتر) تفاوت معنی‌داری دارد. میزان شاخص خطای استاندارد برای این الگوریتم کمتر از یک بوده و نشان‌دهنده نزدیک بودن و پراکندگی کم داده‌های برآورد شده نسبت به اندازه‌گیری‌های شاهد است. مقادیر منفی پارامتر MBE نیز نشان از کم برآورد بودن این الگوریتم دارد. مقدار جذر خطای میانگین مربعات در این الگوریتم، علی رغم بالا بودن کیفیت تصاویر و قدرت تفکیک مکانی بالای سنجنده‌های +ETM و TM بیشتر از یک بوده و برای MODIS مقدار ۰/۸۵ را به خود اختصاص داده‌است. با توجه به قدرت تفکیک زمانی پایین دو سنجنده لندست و همچنین وجود ابر و برف در تصاویر موجود و در مقابل قدرت تفکیک زمانی ماهواره MODIS نسبت به دو سنجنده دیگر و در نتیجه تعدد تصاویر مورد بررسی (۴۶ تصویر) دلیل این اتفاق را می توان تعدد تصاویر مورد بررسی در (TERRA) MODIS دانست. طبق نتایج آماری از میان سه الگوریتم مورد بررسی، الگوریتم SEBAL با کمترین میزان جذر خطای میانگین مربعات در هر سه سنجنده TERRA، +ETM و TM (۰/۸۵، ۱/۰۴، ۱/۱۴میلی‌متر بر روز) به عنوان الگوریتم برتر در منطقه معرفی شده است. طبق جدول(۲) الگوریتم SSEB در هر سه سنجنده به خصوص سنجنده‌های +ETM و TM همبستگی بالایی با مقادیر لایسیمتری دارد. نتایج حاصل از الگوریتم دو منبعی TSEB نیز با داده‌های شاهد مورد ارزیابی قرار گرفت. تفاوت اصلی این الگوریتم با الگوریتم‌های تک منبعی در تفکیک و جداسازی میزان تبخیر از سطح خاک و تعرق از گیاه است که باعث پیچیدگی در محاسبات می‌شود. طبق شاخص‌های آماری این الگوریتم در بین الگوریتم‌های مورد بررسی ضعیف‌ترین نتایج را از خود نشان داد که بالاترین میزان جذر خطای میانگین مربعات را در بین الگوریتم‌ها و در هر سه سنجنده MODIS، +ETM و TMداشته است (۲/۷، ۲/۷۶، ۳/۰۶ میلی‌متر بر روز). مقدار MBE منفی نیز نشان از برآورد کمتر تبخیروتعرق نسبت به اندازه‌گیری‌های شاهد است. به‌طور کلی مقادیر شاخص‌های آماری جدول ۲، نشان‌دهنده وضعیت پذیرفتنی و عملکرد منطقی هر سه الگوریتم در زمینه برآورد تبخیروتعرق واقعی است و خطای پایین آن‌ها مؤید همین مطلب است. از آنجا که افزایش عملکرد گیاهان زراعی مستلزم شناخت روش‌های مدیریتی مناسب است که از جمله مهم‌ترین آن‌ها روش و رژیم مناسب آبیاری است و با توجه به اینکه کمبود آب یکی از مهم‌ترین علل کاهش عملکرد گیاهان در مناطق خشک و نیمه خشک به‌شمار می‌رود و لذا به دلیل برآورد کمتر تبخیروتعرق در الگوریتم SEBAL امکان ایجاد تنش خشکی و کاهش محصول وجود دارد. همچنین در مقایسه عملکرد سه سنجنده می‌توان اذعان داشت که با توجه به افزایش قدرت تفکیک مکانی و بهبود وضوح تصاویر در ماهواره لندست، توصیه می‌شود از سنجنده +ETM ماهواره لندست ۷ با توجه به قدرت تفکیک مکانی بالایی که داراست، برای برآورد تبخیروتعرق استفاده شود. مقادیر تبخیروتعرق حاصل از هر سه الگوریتم بر روی تصاویر ماهواره‌های مختلف در شکل ۸ ارائه شده است.

مطابق شکل ۸ در هر سه سنجنده ، هرسه الگوریتم درحالت کلی دچار فروبرآورد شده است. این خطا می‌تواند به‌دلیل عدم دقت کافی در برآورد تبخیروتعرق گیاه مرجع باشد. دلیل دیگری که می‌توان به آن اشاره کرد تأثیر رادیومتریکی پیکسل‌های مجاور پیکسل مربوط به لایسیمتر است که به دلیل تأثیر زیاد دما در برآورد تبخیروتعرق، این عامل می‌تواند تأثیر عمده‌ای از اختلافات میان مقادیر برآورد شده و اندازه‌گیری شده را توجیه نماید. بیشترین مقدار تبخیروتعرق اندازه‌گیری شده در مرداد ماه و در اواسط فصل رشد می‌باشد. همانطور که در هر سه شکل مشخص است برآوردهای بدست آمده از الگوریتم SEBAL نسبت به سه الگوریتم دیگر به داده‌های لایسیمتری نزدیکتر بوده و از دقت بالاتری برخوردار است. علت کاهش تبخیروتعرق در اوایل فروردین مربوط به عدم رویش کامل گیاهان و درنتیجه کاهش شاخص پوشش گیاهی و همچنین سردی هواست.



شکل ۸- روند برآورد تبخیر-تعرق تخمین زده‌شده با مدل‌های SEBAL، SSEB و TSEB در سه سنجنده

Figure 8- Estimated evapotranspiration with SEBAL, SSEB and TSEB algorithms

همبستگی قوی داده‌های زمینی و برآوردهای بدست آمده با مقدار R^2 برابر با ۰/۹ تا ۰/۸و همچنین عملکرد مناسب الگوریتم SEBAL به دلیل جزئی‌نگری در فرمولاسیون و اجرای این الگوریتم بوده است. فرآیند اجرای الگوریتم SEBAL برمبنای پیچیدگی مفاهیم فیزیکی از

قبیل قانون تششعی، تصحیحات اتمسفری بر مبنای مفاهیم خرداقلیمی مانند تئوری مونین ابوخوف، تصحیح شرایط ناپایداری اتمسفری و قانون بقاء شارهای انرژی بنا شده است (۱۶). درحالیکه الگوریتم SSEB براساس تئوری ساده‌تر و برمبنای انرژی حرارتی سطح زمین که در ارتباط با رطوبت خاک و شارهای اتمسفری هستند عمل می‌کند (۳۴) که در نهایت نتایج بدست آمده نیز دقت مناسب این الگوریتم را متذکر شده است. تفاوت اصلی دو الگوریتم TSEB و SEBAL در برآورد توزیع مکانی شارهای انرژی سطح، متمایز کردن اجزای بیلان انرژی سطح برای خاک و گیاه در مدل دو منبعی و تمایز این دو الگوریتم در برآورد شار گرمای محسوس دانسته شده است (۴۱). الگوریتم دومنبعی ضعیف‌ترین نتایج را در میان الگوریتم‌ها از خود نشان داد.

نتیجه‌گیری

تخمین دقیق تبخیروتعرق اراضی زراعی آبی برای مدیریت منابع آب در مناطقی که با کمبود آب مواجه هستند بسیار حیاتی است. برآورد تبخیر-تعرق واقعی و پراکنش مکانی آن از مواردی است که به کمک سنجش از دور امکان‌پذیر بوده و توانمندی‌های زیادی نسبت به روش‌های نقطه‌ای دارد و برای تصمیم‌گیری‌های مدیریتی در سطح کلان نیز؛ این پراکنش بسیار مهم است. دراین تحقیق در بررسی‌هایی که برروی فاکتور تصحیح خاک انجام شد و براساس نتایج شاخص‌های آماری و همچنین نوع و پراکندگی پوشش گیاهی در منطقه مقدار مناسب فاکتور L در برآورد مقدار SAVI حدود ۰/۶ تخمین زده شد. دقت برآورد تبخیروتعرق دو الگوریتم تک منبعی SEBAL و SSEB و یک الگوریتم دو منبعی TSEB در مرکز تحقیقات کشاورزی استان بوشهر مورد ارزیابی و بررسی قرار گرفت. از میان دو الگوریتم تک منبعی، از آنجا که الگوریتم SEBAL به‌خوبی قادر به اندازه‌گیری شاخص‌هایی همچون دمای سطحی، مقدار شار گرمای محسوس، انرژی تابشی خالص و شار گرمای خاک بوده و می‌تواند تغییرات محصول مانند شاخص سطح برگ، شاخص NDVI و تبخیر و تعرق را با تفکیک مکانی بالا تخمین بزند و همچنین براساس شاخص‌های آماری نتیجه دقیق‌تری را از خود ارائه داد و در سطح ۹۵٪ نتایج بدست آمده از این الگوریتم با اندازه‌گیری‌های لایسیمتری تفاوت معنی‌داری نداشتند و این الگوریتم به‌عنوان الگوریتم برتر در منطقه مورد مطالعه انتخاب شد. الگوریتم TSEB به دلیل محاسبات طولانی، زمان‌بر بودن نسبت به دو الگوریتم دیگر و دقت کمتری که در برآورد تبخیروتعرق پتانسیل دارد در رده سوم قرار می‌گیرد. اگر چه استفاده از نتایج این مدل برای تعیین نیاز آبی گیاهان در سطح مزرعه نیازمند کنترل‌های ایستگاهی دقیق‌تری می‌باشد. در مقایسه عملکرد تصاویر ماهواره‌ای بطور کلی سنجنده MODIS به دلیل قدرت تفکیک زمانی مناسب و تعدد تصاویر نسبت به دو سنجنده +ETM و TM و ارائه سری زمانی بیشتر، برای برآورد تبخیروتعرق در مقیاس منطقه‌ای مناسب می‌باشد و پس از آن سنجنده +ETM مستقر بر روی ماهواره لندست به دلیل وضوح و قدرت تفکیک مکانی بالاتر در رده دوم قرار می‌گیرد.

سپاسگزاری

از وزارت جهادکشاورزی به دلیل در اختیار نهادن داده‌های لایسیمتری تقدیر و تشکر می‌شود.

منابع

1- Abdoli H., Eslamian S.S., and Abedi Koohpaei J. 2011. The use of Landsat7 satellite images and MODIS for estimating evapotranspiration through remote sensing in irrigation management. 3rd Irrigation and Drainage Network Management National Conference (IDNC201). Faculty of Irrigation Engineering, Shahid Chamran University. (In Persian with English abstract)

2- Allen R.G., Raes L.S., and Smith M. 1998. Crop Evapotranspiration Guidelines for Computing Crop Water Requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56, FAO, Rome, Italy. 301 p.

3- Allen R.G., Tasumi M., and Trezza R. 2007.Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC)—model. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 133: 380–394.

4- Allen R.G., Tasumi M., Morse A.T., and Trezza R. 2005. A Landsat-based Energy Balance and Evapotranspiration Model in Western US Water Rights Regulation and Planning. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 19: 251–268.

5- Asare Mostaghim M., Rahimi Khoob A., and Asare Mostaghim L. 2011. Using SSEB Algorithm to Analyze the Process of Changes in the Amir Kabir Cane Sugar Crop Field Using Remote Sensing Techniques. Second National Conference on Combating Desertification and Sustainable Development of Iran's Kawiri Lagoon. (In Persian)

6- Bala A., Rawat K.S., and Misra A.K. 2015. Assessment and Validation of Evapotranspiration Using SEBAL Algorithm and Lysimeter Data of IARI Agricultural Farm. Geocarto International 739-764.

7- Bastiaanssen W., Noordman E., Pelgrum H., Davids G., Thoreson B., and Allen R. 2005. SEBAL model with

remotely sensed data to improve water-resources management under actual field conditions. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 131: 85–93
8- Bastiaanssen W.G.M., Menenti M., Feddes R.A., and Holtslag A.A.M. 1998. A Remote Sensing Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL), Journal of Hydrology 212-213: 198-212.
9- Bastiaanssen W.G.M. 2000. SEBAL-Based Sensible and Latent Heat Fluxes in the Irrigated Gediz Basin, Turkey. Journal of Hydrology 229: 87-100.
10- Bastiaanssen W.G.M. 2002. SEBAL- Surface Energy Balance Algorithms For Land (Advanced Training and User's Manual). Funded by a NASA EOSDIS/Synergy grant from the Raytheon Company through The Idaho Department of Water Resources.
11- Betts A., Ball J., Beljaars A., Miller M., and Viterbo P.A. 1996. The land surfaceatmosphere interaction: a review based on observational and global modeling perspectives. Journal of Geophysical Research 101: 7209–7226
12- Bos M.G., Kselik R.A.L., Allen R.G., and Molde D.J. 2009. Water requirements for irrigation and the environment. Springer, Dordrecht, ISBN 978-1-4020-8947-3
13- Chow V.T., Maidment D.R., and Mays L.W. 1988. Applied Hydrology, illustrate. ed. Mc graw-Hill Higher Education, New York, NY.
14- Colaizzi P.D., Kustas W.P., Anderson M.C., Agam N., Tolk J.A., Evett S.R., Howell T.A., Gowda P.H., and O'Shaughnessy S.A. 2012a. Two-source energy balance model estimates of evapotranspiration using component and compositesurface temperatures, Adv. Water Resour., 50: 134–151, doi: 10.1016/j.advwatres.2012.06.004.
15- Dominique C., Bernard S., and Albert O. 2005. Review on estimation of evapotranspiration from remote sensing data: From empirical to numerical modeling approaches. Irrigation and Drainage Systems 19: 223–249.
16- Gebremichael M., Wang J., and Sammis T.W. 2010. Dependence of Remote Sensing Evapotranspiration Algorithm on Spatial Resolution. Atmospheric Research 96: 489-495.
17- Gowda P., Senay G., Howell T., and Marek T.H. 2009.Lysimetric Evaluation of Simplified surface Energy Balance Approach in the TEXAS High Plains. Applied Engineering in Agriculture 25(5): 665-669.
18- Huete A.R., Post D.F., and Jackson R.D. 1984. Soil spectral effects and 4-space vegetation discrimination. Journal of Remote sensing of Environment 15: 155-165.
19- Huntingford C., Verhoef A., and Stewart J. 2000. Dual versus single source models for estimating surface temperature of African savannah. Journal of Hydrology and Earth System Sciences 4: 185-191.
20- Kustas W.P., and Norman J.M. 1997. A two-source approach for estimating turbulent fluxes using multiple angle thermal infrared observations, Journal of Water Resources Research 33: 1495-1508.
21- Kustas W.P., and Norman J.M. 1999. Evaluation of soil and vegetation heat flux predictions using a simple two-source model with radiometric temperatures for partial canopy cover. Agricultural and Forest Meteorology 94: 13–25.
22- Kustas W.P., Anderson M.C., Cammalleri C., and Alfieri J.G. 2013. Utility of a Termalbase Two- source Energy Balance Model for Estimating Surface flux over Complex Landscapes. Procedia Environmental Science 19: 224-230.
23- Kustas W.P., and Norman J.M. 2000. A two-source energy balance approach usingdirectional radiometric temperature observations for sparse canopy coveredsurfaces. Agron. J. 92: 847–854
24- Li F., Kustas W.P., Prueger J.H., Neale C.M., and Jackson T.J. 2005. Utility of remote sensing-based two-source energy balance model under low-and high-vegetation cover conditions, Journal of Hydrometeorology 6: 878–891, doi:10.1175/JHM464.1,
25- Maeda E.E., Wiberg D.A., and Pellikka P.K.E. 2011. Estimating reference evapotranspiration using remote sensing and empirical models in a region with limited ground data availability in Kenya. Applied Geography 31: 251-258.
26- Mata M.D., Salunke K.A., and PBhangale P. 2014. Evaluation of Evapotranspiration. International Journal of Research in Engineering and Technology 3(9): 43-47
27- Mobasheri M.R., Khavarian H., and Moussaoui H. 2006. Error estimates of ET from Sensible Heat in the SEBAL.National Conference on Irrigation and Drainage network management, Shahid Chamran University, Department of Water Engineering. (In Persian with English abstract)
28- Mohseni Saravi M., Ahmadi H., and Nosrati K. 2010. Estimation of evapotranspiration in Taleghan Basin using SEBAL. The First International Conference on Plant, Water, Soil and Weather Modeling. International center for science, high technology, environmental sciences. Shahid Bahonar University of Kerman. (In Persian with English abstract)
29- Norman J.M., Kustas W.P., Humes K.S. 1995. Source approach for estimating soil and vegetation energy fluxes in observations of directional radiometric surface temperature. Journal of Agricultural and Forest Meteorology 77: 263-293.
30- Nouri H., Faramarzi M., Sobhani B., and Sadeghi S.H. 2017. Estimation of Evapotranspiration based Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL) using landsat 8 and Modis images. Journal of Applied Ecology and Enviromental Research 15(4): 1971-1982.

31- Qi J., Chehbouni A., Huete A.R., and Kerr Y.H. 1994. Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI). Remote Sensing of Environment 48: 119-126.
32- Ruhoff A.L., Paz A.R., Collischonn W., Aragao L.E., Rocha H.R., and Malhi Y.S. 2012. A MODIS-based energy balance to estimate evapotranspiration for clear-sky days in Brazilian tropical savannas. Remote Sensing (Basel) 4: 703–725.
33- Sanaei Nejad S.H., Noori S., and Hasheminia S.M. 2011. Estimation of Evapotranspiration Using Satellite Image Data in Mashhad area. Journal of Water and Soil 25(3): 540-547. (In Persian with English Abstract)
34- Senay G.B., Budde M., Verdin J.P., and Melesse A. 2007. A Coupled Remote Sensing and Simplified Surface Energy Balance Approach to Estimate Actual Evapotranspiration from Irrigated Fields. Journal of Sensors 7: 979-1000.
35- Senay GB,. et al. 2013. Operational Evapotranspiration Mapping Using Remote Sensing and Weather Datasets: A New Parameterization for the SSEB Approach. Journal of the American Water Resources Association 49(3): 577–591.
36- Senay M., Budde J., and Verdin. 2011. Enhancing the Simplified Surface Energy Balance (SSEB) approach for estimating landscape ET: Validation with the METRIC model. Journal of Agricultural Water Management 98: 606–618.
37- Senay G.B., Verdin J.P., Lietzow R., and Melesse A.M. 2008. Global daily reference evapotranspiration modeling and evaluation. Journal of the American Water Resources Association 44: 969–979.
38- Sentelhas PC., Gillespie TJ., and Santos EA. 2010. Evaluation of FAO Penman–Monteith and alternative methods for estimating reference evapotranspiration with missing data in Southern Ontario, Canada. Agricultural Water Management 97: 635–644.
39- Tang R.., Li Z.L., and Sun X. 2013. Temporal upscaling of instantaneous evapotranspiration: An intercomparison of four methods using eddy covariance measurements and MODIS data. Remote Sensing of Environment 138: 102–118.
40- Tasumi M., Trezza R., Allen R.G., and Wright J.L. 2005. Operational aspects of satellite-based energy balance models for irrigated crops in the semi-arid U.S. springer. Irrigation and Drainage System 19: 355-376.
41- Timmermans W.J., Kustas W.P., Anderson M.C., and French A.N. 2007. An intercomparison of the surface energy balance algorithm for land (SEBAL) and the two-source energy balance (TSEB) modeling schemes. Remote Sensing of Environment 108: 369-384.
42- Valipour M. 2015. Investigation of Valiantzas' evapotranspiration equation in Iran. Theoretical and Applied Climatology 121(1): 267–278.
43- Wenjing L. 2006: Satellite based Regional-Scale Evapotranspiration in the Hebi Plain, Northeastern China, MSc Thesis, Geo-Information science and Earth Observation, international institute for Geo-Information science and Earth Observation Enschede, the Netherland.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 485-499

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۴۹۹-۴۸۵

Comparison of Single-source and Two-source Algorithms for Estimating Evapotranspiration in Borazjan

B. Bahmanabadi[1]**- A. Kaviani**[2*]
Received: 02-09-2019
Accepted: 01-02-2020

Introduction: The exact estimation of evapotranspiration has significant importance in the programming of irrigation development and other distribution systems and water usage. Since the main user of water in the country is the agriculture sector, therefore, the exact estimation of plants' water demand has been adverted extensively. The assessment methods of reference evapotranspiration are classified in two types of direct and indirect. The calculation of reference evapotranspiration in scientific and in vitro form and with high accuracy is possible by using lysimeter but in comparison to the indirect methods that are based on the climatic data of weather stations, the use of lysimeter is unfortunately inefficient. This is not just for the time consuming and high cost of lysimeter but it is for the limitation of weather stations and spottiness of the estimated values; in this way it is not possible to expand the obtained results to the large scale. Remote sensing is an authentic technique for the assessment of evapotranspiration in large scale which do not consume much time and money. The existence of different satellites by having different spatial and temporal resolution, redouble the importance and usability of this technique

Material and Methods: Actual evapotranspiration assessment in the region were done based on SEBAL, SSEB and TSEB algorithms on 46 imageries of MODIS, seven imageries of Landsat7 (ETM+) and seven imageries of Landsat5 (TM) in years of 2001-2003. Multiplicity of imageries of MODIS show the proper time resolution of this sensor and is a reason for less errors in the assessment of reference evapotranspiration. In the evaluation of the three algorithms of SEBAL, SSEB and TSEB in the three satellites**.**

Result and Discussion: In the evaluation of the three algorithms of SEBAL, SSEB and TSEB in the three satellites, MODIS shows the least errors (respectively, RMSE=0.856, 1.385 and 2.7 mm/day), then Landsat7 is placed in the second class by having higher spatial resolution (respectively, RMSE=1.042, 1.56 and 2.76 mm/day) and Landsat5 has the highest errors (respectively, RMSE = 1.14, 1.97 and 3.06 mm/day). NDVI was found at the lowest amount in the beginning of cultivation period because of germination and sparseness of vegetation, and increase respectively by increasing temperature and crop canopy. L factor has a significant importance in the assessment of SAVI which is related to the area crop coverage percentage. Amount of L has been estimated as L=0.6 that has the least errors in comparison to the others.

Conclusion: In this study, the proper amount for L factor in estimation of the SAVI amount was about 0.6 which was based on the investigations on soil correction factor, the results of statistical indexes and the type and dispersal of vegetation in the region. The accuracy estimation of evapotranspiration of two single-source algorithms of SEBAL and SSEB and one two-source algorithm of TSEB in Bushehr province were evaluated. SEBAL algorithm presented more exact results based on statistical indexes among two single-source algorithms and the obtained results in 95% level of this algorithm showed significant differences with lysimetric measurements. This algorithm was chosen as the premier algorithm in the region. Two-source algorithm of TSEB showed the highest amount of errors. Satellite imageries by having higher spatial resolution estimated evapotranspiration with higher accuracy, the reason of which is proper choosing of cold and hot pixels. Although, because of having proper time resolution and variation of image numbers and also presenting of more time series in comparison to ETM+ and TM, MODIS was more adverted. ETM+ which is located on Landsat satellite was lied in the second place because of its resolution and having higher spatial resolution.

Keywords: Evapotranspiration, Lysimeter, NDVI, SAVI

1 and 2- Ph.D. Student of Irrigation and Drainage and Assistant Professor of Water Engineering Department, Imam Khomeini International University, Qazvin, Iran, respectively.
(*- Corresponding Author Email: abbasskaviani@gmail.com**)**
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.82156

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 501-513

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۵۱۳-۵۰۱

مقاله علمی-پژوهشی

ارزیابی کارایی سامانه GLDAS در برآورد تابش سطح روزانه در ایران

نوشین احمدی باصری[۱]- علی اکبر سبزی پرور[۲*]- مهرانه خدامرادپور[۳]- لوکاس آلادوس آربولداس[۴]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۷/۰۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۰/۳۰

چکیده

تابش سطح زمین (SSR) به عنوان بزرگترین منبع انرژی در سطح زمین، از پارامترهای مهم در مطالعات هواشناسی به شمار می‌رود. با توجه به محدودیت‌های اندازه‌گیری‌های زمینی تابش SSR و اهمیت آن در مطالعات کشاورزی، استفاده از روش‌های کم‌هزینه و قابل اعتماد در برآورد تابش در ایران ضرورت دارد. در بیشتر پژوهش‌های انجام شده در ایران روش‌های تجربی برآورد تابش SSR مورد بررسی قرار گرفتند که با وجود سادگی، به دلیل در نظر گرفتن تنها تعداد محدودی پارامترهای هواشناسی، گویای دقیقی از تغییرات آن در مقیاس مکانی وسیع با اقلیم های گوناگون نیستند. هدف از این پژوهش، ارزیابی تابش SSR استخراج شده از سامانه GLDAS با استفاده از اندازه‌گیری‌های زمینی در ایران در مقیاس روزانه می‌باشد. بدین منظور تابش SSR برآورد شده توسط سامانه GLDAS و تابش اندازه گیری شده در ۲۴ ایستگاه تابش‌سنجی برای دوره (۲۰۱۵-۲۰۱۲) با یکدیگر مقایسه شدند. نتایج تحقیق نشان داد که با ضریب کارایی بالای ۰/۸۸، توافق مناسبی بین عملکرد مدل و تابش سطح زمین اندازه‌گیری شده روزانه در ایران وجود دارد. همچنین نشان داده شد که سامانه GLDAS در شرایط آسمان صاف (ماه‌های گرم سال) نسبت به شرایط ابرناکی (ماه‌های سرد سال)، توانایی بیشتری در برآورد تابش SSR دارد. ارزیابی کارایی مدل در برآورد تابش روزانه سطح زمین در منطقه مورد مطالعه نیز حاکی از این است که سامانه GLDAS در ۷۱ درصد ایستگاه‌های مورد بررسی تمایل به کم برآوردگری دارد. همچنین این مدل در ایستگاه‌های واقع در اقلیم خشک در مقایسه با مناطق نیمه خشک و ساحلی، برآورد بهتری از تابش سطح زمین در منطقه مورد مطالعه ارائه داد.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی، ایران، تابش سطح زمین، سامانه GLDAS

مقدمه

تابش سطح زمین[۵]، تابش طول موج کوتاه رسیده به زمین در محدوده ۰/۳ الی ۴ میکرومتر می‌باشد و مجموعه‌ای از تابش مستقیم، پخشی و انعکاسی است. تابش SSR به عنوان بزرگترین منبع انرژی در سطح زمین و متعادل کننده انرژی سطح (۲۵)، یکی از ورودی‌های مهم در تخمین متغیرهایی مانند تبخیر و تعرق و بسیاری از مدل‌های رشد محصول[۶] و مطالعات هواشناسی کشاورزی می‌باشد (۲، ۳ و ۳۶).

از سال ۱۹۶۴ به منظور اندازه‌گیری تابش SSR در سطح زمین، پیرانومترها توسط سازمان جهانی هواشناسی[۷] توسعه یافتند (۱۱). پیرانومترها حسگرهایی حساس و با کیفیت بالا هستند که در صورت کالیبراسیون دقیق، بهترین و دقیق ترین مقادیر تابش SSR را به دست می‌دهند (۲۱، ۲۸ و ۳۴). با این حال، به دلیل هزینه‌های بالای نصب و نگهداری پیرانومترها در بسیاری از مناطق دورافتاده و کوهستانی با شرایط جغرافیایی ناهمگن، پوشش فضایی مناسبی ندارند (۳۱ و ۳۶). در ایران نیز با وجود خشکسالی‌های اخیر و اهمیت برآورد تابش در مطالعات کشاورزی، اندازه‌گیری تابش SSR به صورت محدود انجام شده است. نبود شبکه وسیع رادیومتری و هزینه‌های بسیار بالای اندازه‌گیری زمینی، ضرورت استفاده از روش‌های کم هزینه، قابل اعتماد و سریعتر در برآورد تابش را در ایران بیشتر کرده

۱، ۲ و ۳- به‌ترتیب دانشجوی دکتری هواشناسی کشاورزی، استاد و استادیار هواشناسی گروه مهندسی علوم آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان، ایران

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

۴- استاد فیزیک کاربردی، مؤسسه تحقیقات بین دانشگاهی سیستم زمین درآندلس (IISTA)، دانشگاه گرانادا، اسپانیا

DOI: 10.22067/jsw.v34i2.82848

5- Surface Solar Radiation, SSR

6- Crop Growth Model
7- World Meteorological Organization, WMO

است. بدین منظور روش‌های مختلفی برای برآورد تابش SSR به وجود آمدند. ساده‌ترین روش، مدل‌های تجربی هستند که در اواخر دهه ۱۹۹۰ بر پایه همبستگی تجربی تابش SSR با دیگر پارامترهای هواشناسی توسعه یافتند (۲۷). مدل‌های تجربی در ایران توسط محققان بسیاری از جمله، سبزی پرور و شتایی (۲۲)؛ سبزی پرور (۲۳)؛ مجنونی هریس و همکاران (۱۳)؛ بیات و میرلطیفی (۱)؛ موسوی بایگی و همکاران (۱۶)؛ مبین و همکاران (۱۴) و غلام‌نیا و همکاران (۵)؛ لطفی نژاد و همکاران (۱۲) و خسروی و همکاران (۹) مورد بررسی قرار گرفتند. پژوهش‌های انجام شده در ایران با وجودی‌که نتایج رضایت بخشی را از ارزیابی روش‌های مورد بررسی‌شان نشان دادند، اما همگی در مناطق محدودی از ایران انجام شدند. همچنین روش‌های تجربی با وجود سادگی، به دلیل در نظر گرفتن تنها تعداد محدودی پارامترهای هواشناسی، گویای دقیقی از تغییرات تابش سطح زمین در مقیاس مکانی وسیع با اقلیم‌های گوناگون نبوده و به طور فیزیکی قادر نیستند فرآیندهای خاموشی تابشی[1] را در نظر بگیرند (۸).

روش‌های دیگر برآورد تابش SSR، مدل‌های فیزیکی مبتنی بر مدل‌های انتقال تابش[2]، مدل‌های نیمه تجربی (ترکیبی از دو روش تجربی و فیزیکی) و در نهایت، مدل‌هایی هستند که مبتنی بر محصولات ماهواره‌ای و بازتحلیل می‌باشند (۲۷). محصولات بازتحلیل، با الگوریتم‌های گوناگون، برای شرایط مختلف جوی طراحی شده و به منظور ارتقای قدرت تفکیک مکانی و زمانی، در امتداد پیشرفت مدل‌سازی، به طور مداوم بهبود می‌یابند (۲۵). در این بین چندین محصول بازتحلیل طراحی شده‌اند که از جمله می‌توان به داده‌های بازتحلیل شده مرکز پیش‌بینی محیطی و تحقیقات اتمسفری[3]، مرکز پیش بینی‌های میان‌مدت اروپا[4]، سامانه جهانی همسان سازی داده‌های زمینی[5]، مدل‌های بازتحلیل ERA-Interim[6] و JRA-55[7] اشاره کرد (۳۳). مزیت محصولات بازتحلیل این است که همه متغیرهای هواشناسی و فیزیکی تحت شرایط یکسان تولید می‌شوند و نقشه‌های به دست آمده دارای پوشش جهانی بدون شکاف زمانی هستند (۲۸). سامانه GLDAS ترکیبی از داده‌های اندازه‌گیری شده، بازتحلیل و چندین الگوریتم می‌باشد و برای بررسی مدل‌های زیست توده، واداشت سطح زمین، هیدرولوژی، اکولوژی و تحلیل شبکه‌های هواشناسی سطح زمین طراحی شده است (۲۵). از نقاط قوت این مدل که آن را مورد توجه محققین قرار داده، این است که به صورت رایگان و با دو قدرت تفکیک مکانی ۰/۲۵ و ۱ درجه و سه قدرت تفکیک زمانی سه ساعته، روزانه و ماهانه در دسترس می‌باشد و داده هایی نزدیک به زمان واقعی[8] تولید می‌کند. مطالعات مختلفی بر روی ارزیابی سامانه GLDAS در برآورد تابش SSR در مناطق مختلف جهان انجام شده است. به عنوان نمونه، وانگ و همکاران (۳۰) تابش سطح زمین را توسط سامانه GLDAS در حوزه ای با اقلیم نیمه خشک در چین ارزیابی کردند. نتایج این پژوهش نشان داد که سامانه GLDAS در تخمین تابش ماهانه بیش برآوردگر است، اما در تخمین مقادیر روزانه توافق خوبی با داده‌های اندازه‌گیری شده تابش SSR وجود دارد. اسلاتر (۲۵) پانزده مدل مشتق شده بازتحلیل و محصولات ماهواره‌ای را به منظور ارزیابی تابش جهانی روزانه در امریکای شمالی بررسی کرد. نتایج نشان داد که همبستگی کمی بین محصولات بررسی شده و داده های اندازه‌گیری شده در روزهای ابری وجود داشته و سامانه GLDAS عملکرد متوسطی برآورد تابش منطقه دارد. یانگ و همکاران (۳۳) تابش SSR را توسط چهار محصول مختلف شامل سامانه GLDAS، سامانه همسان‌سازی داده‌های زمینی[9]، سازمان هواشناسی چین[10] و مجموعه داده‌های واداشت هواشناسی چین[11] برای دوره ۲۰۱۴-۲۰۰۸ در چین با یکدیگر مقایسه کردند. نتایج نشان داد مدل CMFD سازگاری بیشتری با داده‌های اندازه‌گیری شده دارد در حالی‌که GLDASو CLDAS تا حد زیادی بیش برآوردگر هستند. در ایران، نوری و همکاران (۱۷) تابش SSR اندازه‌گیری شده در ایستگاه قزوین را با سه روشِ معادلات تجربی، سامانه GLDAS و مدل بازتحلیل NCEP/NCAR و تسهیلات برنامه ریزی ماهواره‌ای- دیدبانی اقلیمی[12] مقایسه کردند. نتایج نشان داد که مدل کالیبره شده آنگستروم و سپس سامانه GLDAS بهترین عملکرد را نسبت به دیگر محصولات دارند.

با وجود قدرت تفکیک مکانی و زمانی بالا و پوششی جهانی سامانه GLDAS، ممکن است این مدل در برخی مناطق، خطای بالایی نسبت به داده‌های اندازه‌گیری شده داشته باشد. بنابراین

1- Radiative extinction process
2- Radiative Transfer Models, RTM
3- National Centers for Environmental Prediction and the National Center for Atmospheric Research Reanalysis, NCEP/NCAR
4- European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, ECMWF
5- Global Land Data Assimilation System, GLDAS
6- Interim Reanalysis, ERA-Interim
7- Japanese 55-year Reanalysis, JRA-55
8- Near real time
9- Land Data Assimilation System, CLDAS
10- China Meteorological Administration, CMA
11- China Meteorological Forcing Dataset, CMFD
12- The Satellite Application Facility on Climate Monitoring, CM SAF

علیرغم پیشرفت چشمگیر و بهبود کیفیت سامانه GLDAS لازم است قبل از اینکه داده‌ها و نتایج این محصول به عنوان ابزار تصمیم‌گیری در منطقه به‌کار رود، کیفیت این داده‌ها با استفاده از داده‌های اندازه‌گیری شده زمینی به صورت محلی ارزیابی شود (۱۸، ۲۴ و ۳۶). هدف از این مطالعه ارزیابی و اعتبارسنجی تابش SSR استخراج شده از سامانه GLDAS در برابر تابش روزانه اندازه‌گیری شده در ۲۴ ایستگاه تابش‌سنجی ایران می‌باشد.

مواد و روش‌ها

داده‌های اندازه‌گیری شده زمینی

ایران دارای مساحت ۱۶۴۸۱۹۸ کیلومتر مربع (از '۳ °۲۵ تا '۴۷ °۳۹ عرض شمالی و '۵ °۴۴ تا '۱۸ °۶۳ طول جغرافیایی شرقی) است. در این مطالعه، تابش SSR از ۲۴ ایستگاه تابش سنجی توسط سازمان هواشناسی ایران از دسامبر ۲۰۱۲ تا نوامبر ۲۰۱۵ به منظور ارزیابی سامانه GLDAS استخراج شد. هر ایستگاه شامل یک پیرانومتر CM5 ساخته شده توسط *Kipp&Zonen*، هلند و ثبت کننده *Campbell-Stokes* برای اندازه‌گیری تابش SSR روزانه می‌باشد (۱۵). ایستگاه‌های مورد مطالعه پس از بررسی نقشه‌های مدل رقومی ارتفاع[1] و اقلیم یونسکو، مطابق شکل (۱) به مناطق ساحلی، مناطق دارای اقلیم خشک و مناطق دارای اقلیم نیمه خشک تقسیم شدند. پراکنش جغرافیایی ایستگاه‌های هواشناسی مورد استفاده در این مطالعه نیز در شکل (۱) ارائه شده است.

داده‌های خام اندازه‌گیری شده زمینی همراه با خطاهایی هستند. بخش‌های بزرگی از این خطاها به علت نقص فنی پیرانومترها و خطاهای عملیاتی رخ می‌دهد (۴، ۱۰، ۲۸ و ۳۵). بنابراین پیش از استفاده در مطالعات گوناگون باید کیفیت این داده‌ها کنترل و خطاها غربال شوند. در این مطالعه روش پیشنهادی مرادی برای کنترل کیفیت داده‌ها استفاده شد (۱۵). برای اطلاعات بیشتر در مورد روش کنترل کیفیت، به مرادی (۱۵) مراجعه شود. داده‌هایی که بعد از کنترل کیفیت به دست می‌آیند کاملاً مورد اطمینان و قابل استفاده در انواع پژوهش‌ها هستند.

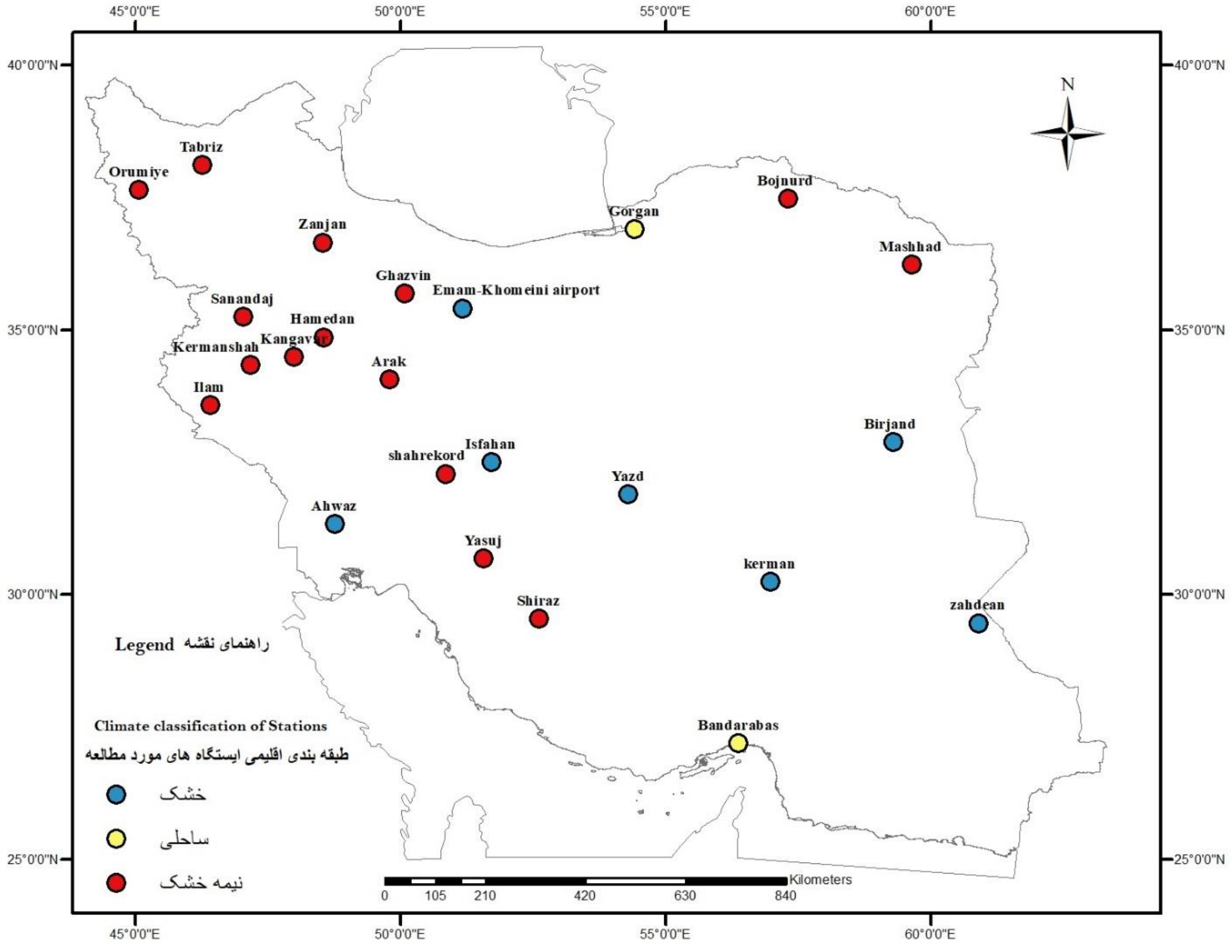
سامانه جهانی همسان سازی داده‌های زمینی: GLDAS

سامانه GLDAS یکی از پروژه‌های LDAS و محصولی مشترک از سازمان ملی هوانوردی و فضا[2]، مرکز فضایی پروازهای گودارد[3]، سازمان ملی اقیانوس شناسی و علوم جوی[4] و مرکز بین المللی پیش بینی محیط زیست[5] می‌باشد. سامانه GLDAS، با سیستم مدل‌سازی جوی، جفت نشده است و داده‌های واداشت را از ترکیب داده‌های مدل و اندازه‌گیری‌های زمینی فراهم می‌کند (۲۰). هدف GLDAS تولید داده‌های سطح زمین با کیفیت بالای زمانی و مکانی می‌باشد. سامانه GLDAS از مدل‌های پیچیده عددیِ فرآیندهای فیزیکی، برای ترکیب داده‌های سنجش از دوری، مشاهدات ایستگاهی و میدانی در تولید این داده‌ها استفاده می‌کند (۲۰). داده‌ها برای سه مدل سطح شامل Mosaic، Noah و CLM ارائه می‌شود (۲۰). در این مطالعه متغیر شار تابش طول موج کوتاه سطح[6] شبیه‌سازی شده توسط مدل Noah، با قدرت تفکیک مکانی و زمانی ۰/۲۵ درجه و ۳ ساعته برای دوره دسامبر ۲۰۱۲ الی نوامبر ۲۰۱۵ استخراج و مورد ارزیابی قرار گرفت. سامانه GLDAS، تابش SSR را با استفاده از محصولات ابر و برف آژانس هواشناسی نیرو هوایی سیستم مدل‌سازی هواشناسی کشاورزی[7] برآورد می‌کند. محصول برف به صورت روزانه و تحلیل عمق برف جهانی، دارای تفکیک مکانی ۴۸ کیلومتر می‌باشد. محصول ابر نیز برای سال ۲۰۰۲ به بعد به صورت ساعتی و تحلیل جهانی ۲۴ کیلومتری استفاده می‌شود. الگوریتم‌های ارائه شده توسط AFWA در سه لایه اتمسفری موازی (بالا، متوسط و کم) پیاده سازی می‌شوند. برای هر لایه، گذرایی اتمسفر و بازتابش با توجه به تابش طول موج کوتاه و تابش طول موج بلند پراکنده شده توسط ابرها، به عنوان نوع و مقدار ابر محاسبه می‌شود (۲۰).

درون‌یابی

از آنجایی‌که سامانه GLDAS در غالب شبکه‌بندی و با فرمت NetCDF ارائه شده است، برای مطابقت این داده‌ها با داده‌های اندازه‌گیری شده زمینی از روش درون‌یابی نزدیک‌ترین همسایگی استفاده و مجموعه داده‌های مدل برای نقاط ایستگاهی با استفاده از نرم افزار CDO[8] استخراج شدند. از آنجا که در روش‌های درون‌یابی با استفاده از مقادیر نقاط معلوم و مدل‌های مختلف ریاضی و آماری، مقدار نقطه مجهول به دست می‌آید، ناهمگنی منطقه می‌تواند تأثیر زیادی بر تعیین مقدار نقاط مجهول داشته باشد.

1- Digital Elevation Model, DEM
2- National Aeronautics and Space Administration, NASA
3- Goddard Space Flight Center, GSFC
4- National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA
5- National Centers for Environmental Prediction, NCEP
6- Downward shortwave radiation flux
7- Air Force Weather Agency's (AFWA) Agricultural Meteorology modeling system (AGRMET)
8- Climate Data Operator



شکل ۱- موقعیت مکانی ایستگاه‌های تابش سنجی مورد مطالعه در ایران و تقسیم بندی ایستگاه‌ها بر اساس ارتفاع از سطح دریا و طبقه بندی اقلیمی UNESCO

Figure 1- Map of studied radiation sites in Iran and classification of the studied sites based on altitude and climate types (UNESCO)

شاخص‌های آماری ارزیابی

در این مطالعه، مقایسه خروجی سامانه GLDAS با داده‌های اندازه‌گیری شده تابش SSR توسط چهار شاخص ارزیابی انجام گرفت. شاخص‌های استفاده شده در این مطالعه، ضریب تعیین (R^2)، خطای اریبی (MBD)، میانگین مطلق خطا (MABD)، میانگین مطلق خطایِ نسبی (RMABD) و ریشه دوم میانگین مربعات خطا (RMSE) می‌باشند (روابط ۱ تا ۴). در این روابط x_i مقدار اندازه‌گیری شده زمینی و y_i مقدار تولید شده توسط مدل می‌باشد.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n}(y_i-\bar{y})(x_i-\bar{x})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(y_i-\bar{y})^2}\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(x_i-\bar{x})^2}} \quad (۱)$$

$$MBD = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(y_i - x_i) \quad (۲)$$

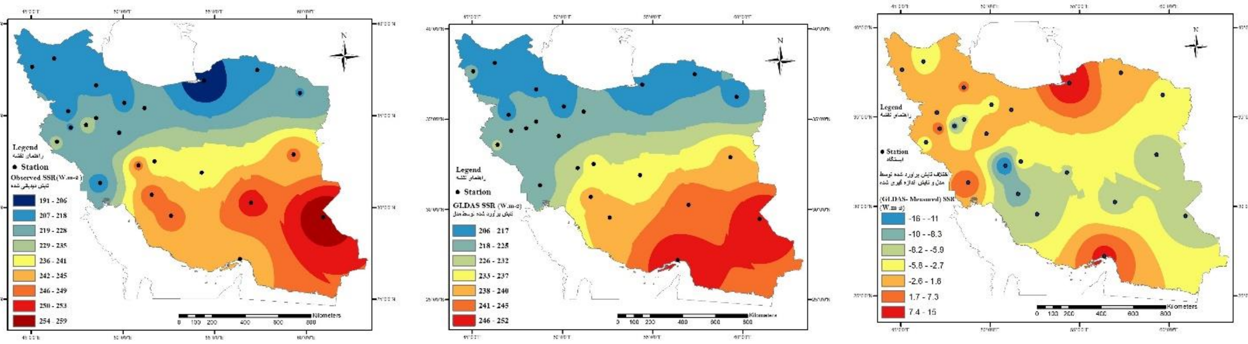
$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(y_i - x_i)^2}{n}} \quad (۳)$$

$$RMABD = \frac{\sum|y_i - x_i|}{\sum_{i=1}^{n}X_i} \quad (۴)$$

بحث و نتایج

در این مطالعه تابش SSR روزانه استخراج شده از سامانه GLDAS توسط داده‌های روزانه تابش SSR در ۲۴ ایستگاه هواشناسی ایران مورد ارزیابی قرار گرفتند. شکل ۲ نقشه پهنه بندی

تابش SSR مستخرج از سامانه GLDAS و تابش اندازه‌گیری شده را در دوره (۲۰۱۵-۲۰۱۲) به همراه نقشه خطای اریبی (اختلاف تابش برآورد شده و اندازه گیری شده) نشان می دهد. مطابق شکل ۲، بیشترین کم برآوردی در ایستگاه شهرکرد و بیشترین بیش برآوردی در ایستگاه های گرگان و بندرعباس مشاهده شد.

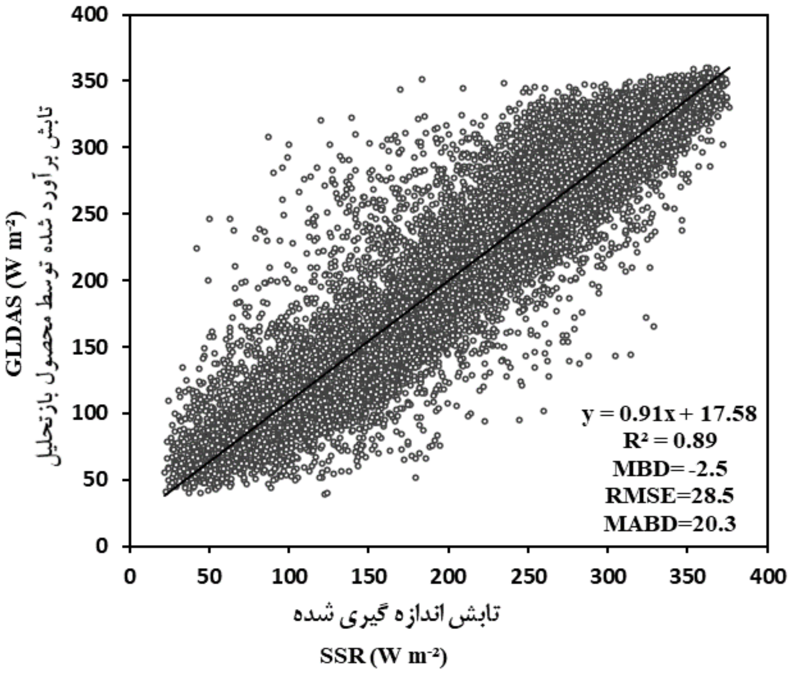


شکل ۲- نقشه پهنه‌بندی تابش اندازه‌گیری شده روزانه، تابش برآورد شده توسط سامانه GLDAS و نقشه خطای اریبی (اختلاف تابش برآورد شده و اندازه‌گیری شده) در ایران در دوره مطالعاتی (۲۰۱۵-۲۰۱۲)

Figure 2- Zoning maps of measured daily SSR, estimated GLDAS and bias map (difference between estimated GLDAS and measured daily SSR) in Iran in the time period of (2012-2015)

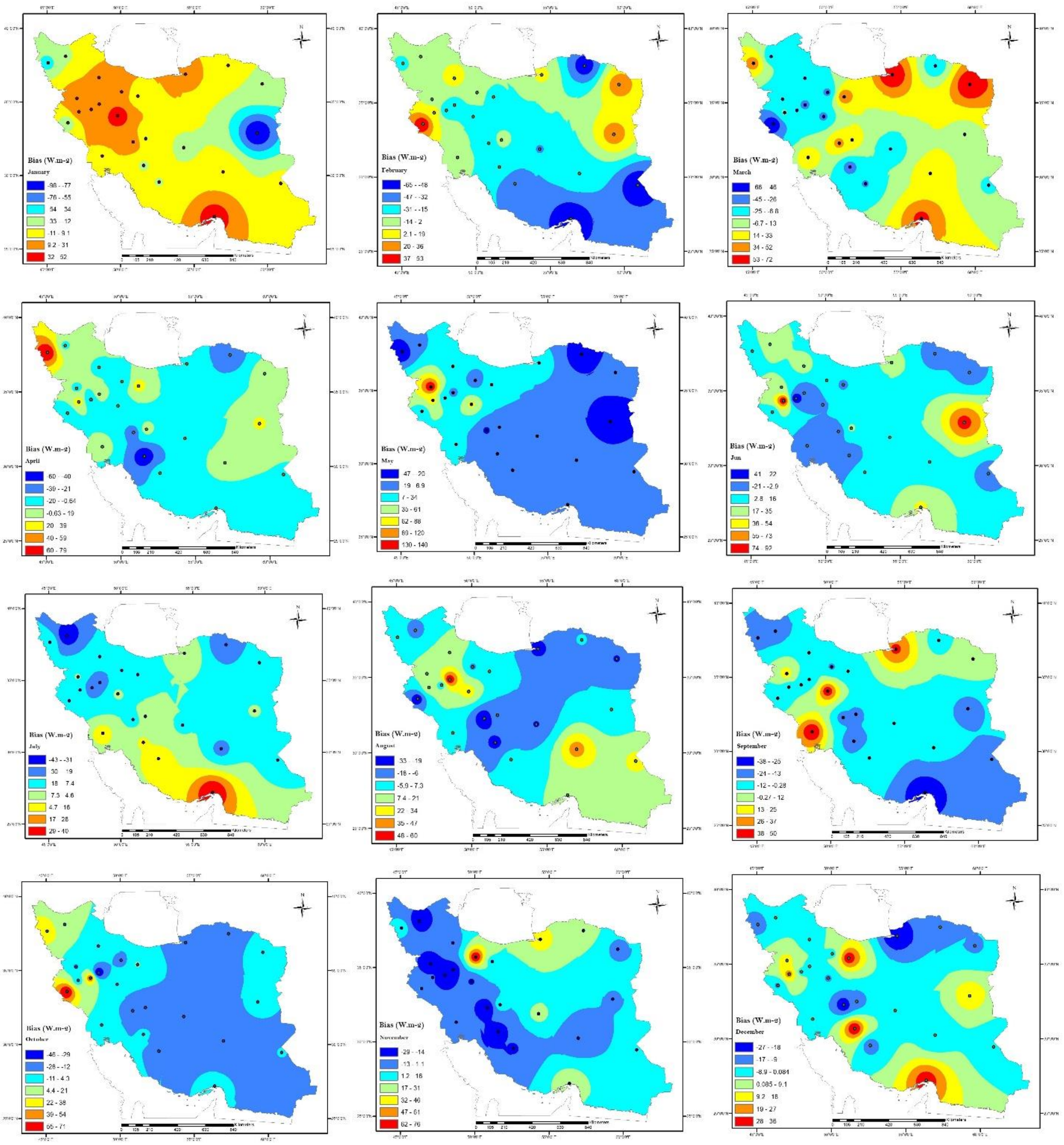
عملکرد کلی سامانه GLDAS

شکل ۳ ارزیابی تابش SSR خروجی سامانه GLDAS توسط داده‌های تابش SSR روزانه ۲۴ ایستگاه هواشناسی ایران برای دوره دسامبر ۲۰۱۲ تا نوامبر ۲۰۱۵ نشان می‌دهد. نمودار پراکندگی به دست آمده نشان می‌دهد که عملکرد سامانه GLDAS در ارزیابی تابش روزانه ایران دقت مناسبی دارد. معیار RMSE و MABD برای این محصول به ترتیب $28/5\ W\ m^{-2}$ و ۲۰/۳ به دست آمدند. همچنین خطای اریبی به دست آمده حاکی از کم برآوردگری سامانه GLDAS به میزان $2/5\ W\ m^{-2}$ در ایران می‌باشد.



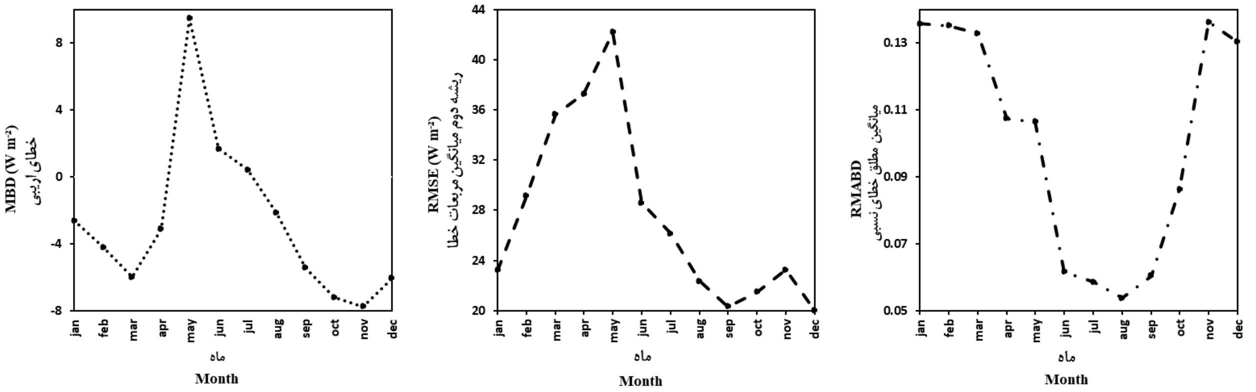
شکل ۳- نمودار پراکندگی تابش SSR اندازه‌گیری شده روزانه در برابر سامانه GLDAS در دوره مطالعاتی (۲۰۱۵-۲۰۱۲)

Figure 3- Scattered plot of comparison of daily measured SSR with estimated GLDAS data in the time period of (2012-2015)



شکل ٤- نقشه خطای اریبی ماهانه (اختلاف تابش برآورد شده توسط سامانه GLDAS و تابش اندازه‌گیری شده روزانه) در ایران در دوره مطالعاتی (۲۰۱۵-۲۰۱۲)

Figure 4- Bias monthly maps of (difference between estimated GLDAS and measured daily SSR) in Iran in the time period of (2012-2015)



شکل ۵- تغییرات ماهانه خطای MBD، RMSE و RMABD (مقایسه مدل GLDAS و تابش SSR اندازه‌گیری شده روزانه در ایران)

Figure 5- Monthly variations of MBD, RMSE and RMABD error (comparison of GLDAS and measured SSR in Iran)

ارزیابی تغییرات ماهانه تابش SSR اندازه‌گیری شده روزانه در برابر سامانه GLDAS (شکل‌های ۴ و ۵) نشان می‌دهد که سامانه GLDAS به جز در ماه‌های می تا جولای در همه ماه‌های سال، تابش SSR را کم برآورد کرده است. بیشترین کم برآوردی در ماه نوامبر به میزان $7/8\ W\ m^{-2}$ و بیشترین بیش برآوردی در ماه می به میزان $9/5\ W\ m^{-2}$ می‌باشد. بهترین برآورد (کمترین میزان خطای اریبی) در ماه‌های تابستان ($1/7\ W\ m^{-2}$، ۰/۴ و ۲/۲- به ترتیب در ماه‌های ژوئن تا آگوست) توسط مدل برآورده شد (شکل ۴). مشابه با نتیجه به دست آمده، تراگر چاترجی و همکاران (۲۶)؛ جیا و همکاران (۷)؛ بویلی و وایلد (۲) و حیدری بنی و یزدان پناه (۶) نیز در پژوهش‌های خود نشان دادند که مدل‌های بازتحلیل (ERA-Interim, NCEP-DOE)، مدل اقلیمی(RegCM4) و مدل آماری-تجربی (آنگستروم) نیز در ماه‌های گرم سال توانایی بیشتری در برآورد تابش SSR دارند.

همچنین مطابق شکل ۵، کمترین میزان خطای RMABD در ماه‌های ژوئن تا سپتامبر (تابستان) با متوسط ۰/۰۶ و بیشترین مقدار در ماه‌های نوامبر تا مارس (زمستان) با متوسط ۰/۱۳ به دست آمد. اما کمینه معیارهای مطلق RMSE (MABD) در پاییز (ماه‌های سپتامبر و دسامبر) با میانگین $W\ m^{-2}$ (۱۷)۲۲ و بیشینه آن در فصل بهار (ماه‌های مارس تا می) با میانگین $W\ m^{-2}$ (۲۸)۳۹ مشاهده شد. از آنجا که شاخص‌های مطلق RMSE (MABD) تحت تأثیر حضور ابرها و فعل و انفعالات ناشی از آفتاب گیری شدید[1] قرار دارند، بنابراین مقادیر کمینه خطا از تابستان به پاییز و بیشینه خطا از زمستان به بهار جابه‌جا شده و معیارهای آماری مطلق در بهار بدترین برآوردها و در ماه های سرد سال بهترین برآوردها را نشان می‌دهند (۱۹، ۲۸ و ۳۱).

تحلیل توزیع مکانی خطاها

بررسی تغییرات مکانی R^2 بین داده‌های روزانه تابش SSR اندازه‌گیری شده و سامانه GLDAS نشان داد که در ۷۱ درصد ایستگاه‌ها، ضریب تعیین بیش از مقدار متوسط ۰/۸۹ به‌دست آمده است که حاکی از این است که ۸۹ درصد واریانس مشاهدات توسط سامانه GLDAS تبیین می‌شود. همچنین در ایستگاه‌های دارای اقلیم خشک بیشترین ضریب تعیین به مقدار ۰/۹۲ (ایستگاه‌های فرودگاه امام خمینی و اصفهان بیشترین مقدار ضریب تعیین به مقدار ۰/۹۴ را در این دسته دارا بودند) و در ایستگاه‌های ساحلی کمترین ضریب تعیین به مقدار ۰/۶۹ به‌دست آمد (جدول ۱). در ایستگاه‌های مناطق ساحلی تمایل به بیش برآوردی به مقدار $12/7\ W\ m^{-2}$ و در مناطق خشک و نیمه خشک تمایل به کم برآوردی به ترتیب به مقدار $W\ m^{-2}$ ۳/۶ و ۳/۷ مشاهده شد. مطابق جدول (۱)، شاخص‌های آماری RMSE، MABD و RMABD نشان دادند که ایستگاه‌های واقع در مناطق با آب و هوای خشک در مقایسه با مناطق نیمه خشک و ساحلی، سامانه GLDAS برآورد بهتری از تابش SSR در منطقه مورد مطالعه ارائه می‌دهد. در همین راستا، بویلی و والد (۲) نشان دادند مدل‌های بازتحلیلِ تجزیه و تحلیل پس نگرانه عصر جدید برای تحقیقات و برنامه های کاربردی[2] و ERA-Interim در مناطق با آب و هوای مرطوب گرمسیری عدم اطمینان بالایی دارند و در مناطق با آب و هوای خشک، مدل‌ها عملکرد بهتری در برآورد تابش SSR ارائه می‌دهند.

1- High insolation

2- Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications, MERRA

جدول ۱- شاخص‌های ارزیابی تابش روزانه SSR برآورد شده توسط سامانه GLDAS با داده‌های اندازه‌گیری شده در سه منطقه مورد مطالعه
Table 1- Validation metrics of the estimated GLDAS with daily measured SSR in the three study areas

معیار آماری Statistical indicator	R^2	MBD ($W\ m^{-2}$)	RMSE ($W\ m^{-2}$)	MABD ($W\ m^{-2}$)	RMABD
ایستگاه‌های مناطق ساحلی (Coastal Stations)	0.69	13.0	45	32	0.15
ایستگاه‌های مناطق خشک (Arid climate stations)	0.92	-3.6	23	17	0.07
ایستگاه‌های مناطق نیمه خشک (Semi-arid climate stations)	0.9	-3.7	28	20	0.09

از آنجا که سامانه GLDAS برای همسان سازی داده‌های زمینی طراحی و مدل‌سازی شده است، بر روی نواحی آبی پوشش ندارد. همچنین به دلیل اینکه برای استخراج مقادیر نقاط ایستگاهی از روش درون‌یابی نزدیک‌ترین همسایگی استفاده شد، بنابراین نقاط معلوم در همسایگی ایستگاه‌های ساحلی، محدود به نقاط داده‌های زمینی بوده و برآورد نقاط ایستگاه ساحلی (ایستگاه‌های بندرعباس و گرگان) با خطای ناشی از روش درون‌یابی مواجه شدند. در همین راستا ژیائو و همکاران (۳۲) نشان دادند در منطقه ساحلِ حوضه بیلیو[1] در شمال چین، سامانه GLDAS به صورت سیستماتیک تمایل به بیش برآوردی تابش SSR دارد. همچنین اوراکا و همکاران (۲۹) نشان دادند که مدل بازتحلیل ERA5 در مناطق ساحلی و کوهستانی عملکرد ضعیفی نسبت به محصولات ماهواره ای در برآورد تابش SSR دارد.

تغییرات فصلی شاخص‌های آماری مورد مطالعه در سه منطقه ساحلی، مناطق دارای آب و هوای خشک و نیمه خشک مطابق شکل (۶) مورد بررسی قرار گرفت. کمترین میزان شاخص آماری R^2 در مناطق خشک و نیمه خشک در تابستان به ترتیب به مقدار ۰/۵۹ و ۰/۵۴ و بیشترین میزان در فصل پاییز، به مقدار ۰/۹ به‌دست آمد (شکل ۶). همچنین در مناطق ساحلی کمترین میزان ضریب تعیین در زمستان به مقدار ۰/۳۱ و بیشترین میزان در فصل پاییز به مقدار ۰/۷۳ به‌دست آمد. همان‌طور که شکل (۶) نشان می‌دهد تغییرات ضریب تعیین در مناطق خشک و نیمه خشک مشابه است و در مناطق ساحلی مقادیر ضریب تعیین در فصل زمستان، بهار و تابستان با اختلاف اندکی تقریباً یکسان می‌باشند. همچنین مطابق شکل (۶) بیشترین مقدار خطای اریبی به صورت بیش برآوردی در مناطق ساحلی و در فصل تابستان به مقدار ۳۳ $W\ m^{-2}$ و کمترین خطای اریبی به شکل بیش برآوردی در مناطق نیمه خشک در فصل بهار به مقدار ۰/۲ $W\ m^{-2}$ به‌دست آمد. همچنین بیشینه خطای اریبی به صورت کم برآوردی به مقدار ۷ $W\ m^{-2}$ در مناطق نیمه خشک و کمینه خطای اریبی به صورت کم برآوردی به مقدار ۱ $W\ m^{-2}$ در مناطق خشک مشاهده شد. بررسی فصلی خطای اریبی نشان می‌دهد که بیشترین تغییرات در فصل تابستان بین ۳/۵- $W\ m^{-2}$ در مناطق نیمه خشک تا ۳۳ $W\ m^{-2}$ در مناطق ساحلی و کمترین تغییرات در فصل زمستان بین ۲/۵- $W\ m^{-2}$ در مناطق ساحلی تا ۴/۵- $W\ m^{-2}$ در مناطق نیمه خشک نوسان دارد. بیشینه خطای اریبی در مناطق ساحلی، در فصل تابستان رخ داده است و این زمانی است که رطوبت هوا در این مناطق بسیار بالا است. تغییرات فصلی خطای RMSE در شکل (۶) نشان داد که بیشینه خطای RMSE در فصل بهار بین ۵۵ $W\ m^{-2}$ در مناطق ساحلی تا ۳۰ $W\ m^{-2}$ در مناطق خشک و کمینه خطای RMSE در فصل پاییز بین ۳۱ $W\ m^{-2}$ در مناطق ساحلی و ۱۹ $W\ m^{-2}$ در مناطق خشک واقع شده است. تغییرات فصلی خطای RMABD در مناطق خشک و نیمه خشک رفتار مشابهی را نشان دادند (بیشینه خطای RMABD در فصل زمستان بین ۰/۱۱ در مناطق خشک تا ۰/۱۴ در مناطق نیمه خشک و کمینه خطای RMABD در تابستان به مقدار ۰/۰۵ در هر دو منطقه خشک و نیمه خشک مشاهده شد). بیشینه خطای RMABD در مناطق ساحلی در زمستان به مقدار ۰/۲ و کمینه در پاییز به مقدار ۰/۱۲ به دست آمد. با توجه به ارزیابی‌های انجام شده بر روی عملکرد تابش روزانه SSR برآورد شده توسط سامانه GLDAS در ایران، می‌توان نتیجه گیری کرد که سامانه GLDAS در مناطق ساحلی ایران (به‌خصوص در فصل تابستان) بسیار بیش برآوردگر است و در فصل پاییز، نسبت به دیگر فصول توانایی بیشتری در برآورد تابش SSR دارد. همچنین بررسی‌های انجام شده بر روی مناطق خشک و نیمه خشک نشان داد که سامانه GLDAS با اختلاف اندکی، به ترتیب در مناطق خشک و نیمه خشک عملکرد و توانایی مناسبی دارد.

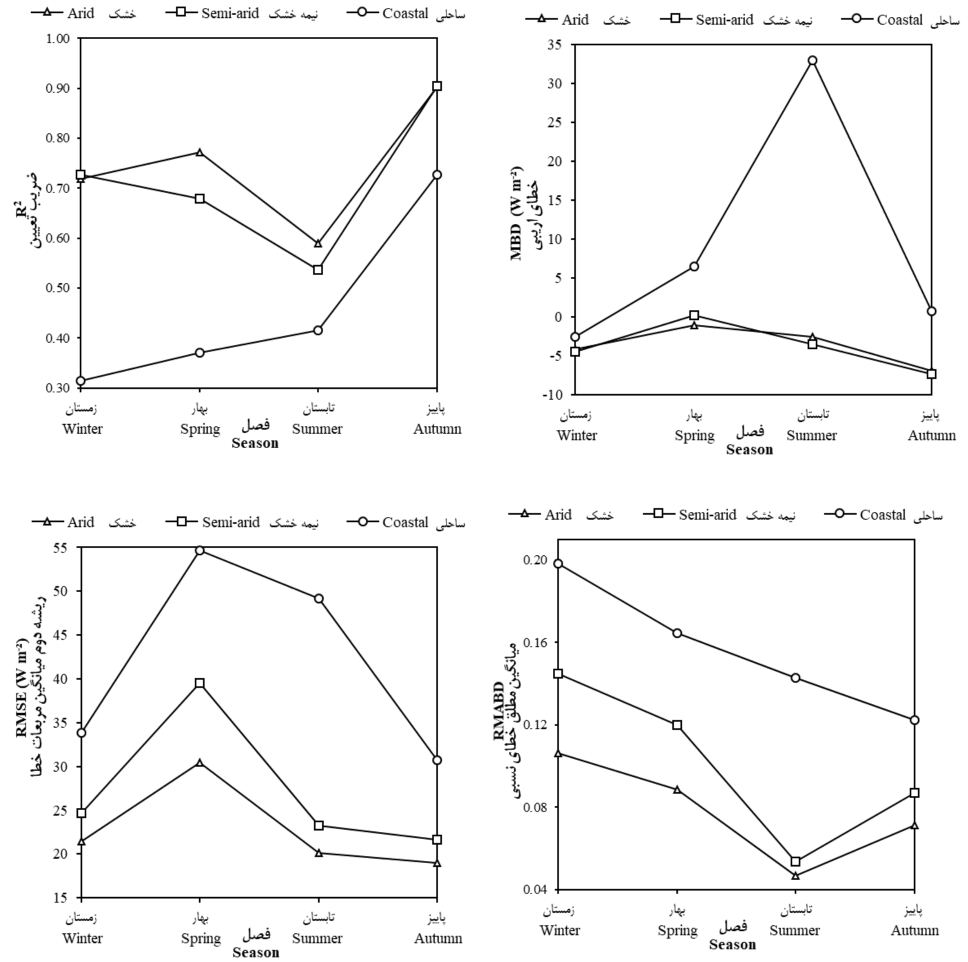
نتیجه‌گیری

در این پژوهش تابش روزانه سطح زمین استخراج شده از سامانه GLDAS توسط داده‌های روزانه تابش SSR در ۲۴ ایستگاه هواشناسی ایران مورد ارزیابی قرار گرفتند. بررسی کارایی سامانه GLDAS در برآورد تابش روزانه SSR در ایران نشان داد که مدل در ۲۹ درصد ایستگاه‌ها بیش برآوردی (از ۱/۶ $W\ m^{-2}$ در ایستگاه اراک

1- Biliu Basin

تا $15/2\ W\ m^{-2}$ در گرگان) و در ۷۱ درصد ایستگاه‌های مورد مطالعه کم برآوردی (از $W\ m^{-2}$ ۰/۷- در ارومیه تا $W\ m^{-2}$ ۱۵/۸- در شهرکرد) داشته است. همچنین دیده شد که در ماه‌های سرد سال که تحت شرایط ابرناکی قرار دارند، سامانه GLDAS توانایی کمتری در برآورد تابش روزانه SSR نسبت به شرایط آسمان صاف داشته و خطا بیشتر می‌باشد.

با توجه به اینکه بیشتر مناطق ایران در ناحیه خشک و نیمه خشک واقع شده و فصل رشد گیاهان این مناطق منطبق با فصل گرم است، بنابراین می‌توان نتیجه گیری کرد که سامانه GLDAS توانایی لازم را در برآورد تابش SSR داراست و می‌توان از خروجی تابش SSR این مدل در مطالعات کشاورزی استفاده نمود. همچنین از آنجا که سامانه GLDAS در برآورد تابش SSR در مناطق ساحلی، توانایی کمتری نسبت به مناطق دیگر دارد، ضروری است که دقت بیشتری در انتخاب روش و مدل مورد استفاده در برآورد تابش در مناطق مرطوب و ساحلی صورت گیرد. با این وجود، با توجه به دسترسی آزاد و قدرت تفکیک مکانی و زمانی بالای سامانه GLDAS، در مناطقی که دسترسی به اطلاعات هواشناسی محدود است، در برآورد تابش SSR در این مناطق، سامانه GLDAS می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد. همچنین می‌توان ضرایبی را توسط مدل های تجربی-آماری برای مناطقی که خطای اریبی بالایی دارند (مناطق ساحلی و مرطوب) تعیین و برآوردهای تابش SSR را در این مناطق بهبود بخشید. در نهایت نتایج به دست آمده در این پژوهش می‌تواند به محققان برای تحقیقات آینده در تصمیم گیری‌های آگاهانه در انتخاب داده و مدل های برآورد تابش SSR و روش‌های پردازش نیز کمک کند.



شکل ٦- تغییرات فصلی R^2، خطای MBD، RMSE و RMABD (مقایسه سامانه GLDAS و تابش روزانه SSR اندازه‌گیری شده در مناطق خشک، نیمه خشک و ساحلی ایران)

Figure 6- Seasonally variations of R^2, MBD, RMSE and RMABD error (comparison of GLDAS and measured SSR in arid, semi-arid and Coastal area of Iran

سپاسگزاری

نویسندگان مقاله حاضر از بخش علوم زمین سازمان ناسا برای ارائه داده‌های با کیفیت و رایگان سامانه GLDAS و از سازمان هواشناسی کشور به‌دلیل در اختیار قرار دادن داده‌های اندازه‌گیری شده تابش سطح زمین تشکر و قدردانی می‌نمایند.

منابع

1- Bayat K., and Mirlatifi S.M. 2009. Estimation of Daily Global Solar Radiation Using Regression Models and Artificial Neural Networks. Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources 16(3): 270-280. (In Persian)

2- Boilley A., and Wald L. 2015. Comparison between meteorological re-analyses from ERA-Interim and MERRA and measurements of daily solar irradiation at surface. Journal of Renewable Energy 75: 135-143.

3- Chen M., Zhuang Q. and He Y. 2014. An efficient method of estimating downward solar radiation based on the MODIS observations for the use of land surface modeling. Journal of Remote Sensing 6(8): 7136-7157.

4- Estévez J., Gavilán P., and Giráldez J. V. 2011. Guidelines on validation procedures for meteorological data from automatic weather stations. Journal of Hydrology 402(1-2): 144-154.

5- Gholamnia A., Mobin M.H., and Alipoor H. 2016. Modeling and Zoning Solar Energy Received at the Earth's Surface in Arid and Semiarid Regions of Central Iran. Journal of Water and Soil 30(4): 1294-1308. (In Persian with English abstract)

6- Heidary Beni M., and Yazdanpanah H.A. 2017. Assessment of RegCM4 model for estimation of total solar radiation (Case study: Chaharmahal and Bakhtiari province). Journal of Agricultural Meteorology 4(2): 27-37. (In Persian with English abstract)

7- Jia B., Xie Z., Dai A., Shi C., and Chen F. 2013. Evaluation of satellite and reanalysis products of downward surface solar radiation over East Asia: Spatial and seasonal variations. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 118(9): 3431-3446.

8- Journée M., and Bertrand C. 2010. Improving the spatiotemporal distribution of surface solar radiation data by merging ground and satellite measurements. Journal of Remote Sensing of Environment 114(11): 2692-2704.

9- Khosravi A., Nunes R. O., Assad M. E. H., and Machado L. 2018. Comparison of artificial intelligence methods in estimation of daily global solar radiation. Journal of Cleaner Production 194: 342-358.

10- Laiti L., Andreis D., Zottele F., Giovannini L., Panziera L., Toller G., and Zardi D. 2014. A solar atlas for the Trentino region in the Alps: quality control of surface radiation data. Journal of Energy Procedia 59: 336-343.

11- Liang S., Wang K., Zhang X., and Wild M. 2010. Review on estimation of land surface radiation and energy budgets from ground measurement, remote sensing and model simulations. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing 3(3): 225-240.

12- Lotfinejad M., Hafezi R., Khanali M., Hosseini S., Mehrpooya M., and Shamshirband S. 2018. A comparative assessment of predicting daily solar radiation using bat neural network (BNN), generalized regression neural network (GRNN), and neuro-fuzzy (NF) system: A case study. Journal of Energies 11(5): 1188.

13- Majnoni-Heris A., Zand-Parsa S., Sepaskhah A., and Nazemosadat M.J. 2009. Development and Evaluation of Global Solar Radiation Models Based on Sunshine Hours and Meteorological Data. Journal of Water and Soil Science 12(46):491-499. (In Persian)

14- Mobin M.H., Gholamnia A., Soudaiezadeh H., and Mirhosani S.A. 2015. Introducing a new model for estimating solar radiation in arid and semi-arid regions of Iran. Journal of Arid Biome Scientific and Research 5(2): 95-101. (In Persian)

15- Moradi I. 2009. Quality control of global solar radiation using sunshine duration hours. Journal of Energy 34(1): 1-6.

16- Mousavi-Baygi M., Ashraf B., and Miyanabady A. 2010. The Investigation of different Models of Estimating Solar Radiation to Recommend the Suitable Model in a Semi-Arid Climate. Journal of Water and Soil 24(4): 836-844. (In Persian with English abstract)

17- Noory H., Mokhtari A., and Vazifedoust M. 2019. Evaluation of Incoming Solar Radiation Parameter Derived from Empirical and Satellite Models. Iranian Journal of Soil and Water Research 50(2): 353-362. (In Persian with English abstract)

18- Polo J., Wilbert S., Ruiz-Arias J.A., Meyer R., Gueymard C., Suri M., Martin L., Mieslinger T., Blanc P., Grant I., and Boland J. 2016. Preliminary survey on site-adaptation techniques for satellite-derived and reanalysis solar radiation datasets. Journal of Solar Energy 132: 25-37.

19- Riihelä A., Carlund T., Trentmann J., Müller R., and Lindfors A. 2015. Validation of CM SAF surface solar radiation datasets over Finland and Sweden. Journal of Remote Sensing 7(6): 6663-6682.

20- Rodell M., Houser P.R., Jambor U.E.A., Gottschalck J., Mitchell K., Meng C.J., Arsenault K., Cosgrove B., Radakovich J., Bosilovich M., and Entin J.K. 2004. The global land data assimilation system. Bulletin of the American Meteorological Society 85(3): 381-394.

21- Ruiz-Arias J.A., Quesada-Ruiz S., Fernández E.F. and Gueymard C.A. 2015. Optimal combination of gridded and ground-observed solar radiation data for regional solar resource assessment. Journal of Solar Energy 112: 411-424.
22- Sabziparvar A.A. and Shetaee H. 2007. Estimation of global solar radiation in arid and semi-arid climates of East and West Iran. Journal of Energy 32(5): 649-655.
23- Sabziparvar A.A. 2008. A simple formula for estimating global solar radiation in central arid deserts of Iran. Journal of Renewable Energy 33(5): 1002-1010.
24- Sanchez-Lorenzo A., Wild M., and Trentmann J. 2013. Validation and stability assessment of the monthly mean CM SAF surface solar radiation dataset over Europe against a homogenized surface dataset (1983–2005). Journal of Remote sensing of environment 134: 355-366.
25- Slater A.G. 2016. Surface solar radiation in North America: A comparison of observations, reanalyses, satellite, and derived products. Journal of Hydrometeorology 17(1): 401-420.
26- Träger-Chatterjee C., Müller R.W., Trentmann J., and Bendix J. 2010. Evaluation of ERA-40 and ERA-interim re-analysis incoming surface shortwave radiation datasets with mesoscale remote sensing data. Journal of Meteorologische Zeitschrift 19(6): 631-640.
27- Urraca R., Gracia-Amillo A.M., Koubli E., Huld T., Trentmann J., Riihelä A., Lindfors A.V., Palmer D., Gottschalg R., and Antonanzas-Torres F. 2017. Extensive validation of CM SAF surface radiation products over Europe. Journal of Remote sensing of environment 199: 171-186.
28- Urraca R., Martinez-de-Pison E., Sanz-Garcia A., Antonanzas J., and Antonanzas-Torres F. 2017. Estimation methods for global solar radiation: Case study evaluation of five different approaches in central Spain. Journal of Renewable and Sustainable Energy Reviews 77: 1098-1113.
29- Urraca R., Huld T., Gracia-Amillo A., Martinez-de-Pison F.J., Kaspar F., and Sanz-Garcia A. 2018. Evaluation of global horizontal irradiance estimates from ERA5 and COSMO-REA6 reanalyses using ground and satellite-based data. Journal of Solar Energy 164: 339-354.
30- Wang F., Wang L., Koike T., Zhou H., Yang K., Wang A., and Li W. 2011. Evaluation and application of a fine- resolution global data set in a semiarid mesoscale river basin with a distributed biosphere hydrological model. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 116: D21.
31- Wang Y., Trentmann J., Yuan W., and Wild M. 2018. Validation of CM SAF CLARA-A2 and SARAH-E Surface Solar Radiation Datasets over China. Journal of Remote Sensing 10(12): 1977.
32- Xiao R., He X., Zhang Y., Ferreira V., and Chang L. 2015. Monitoring groundwater variations from satellite gravimetry and hydrological models: a comparison with in-situ measurements in the Mid-Atlantic region of the United States. Journal of Remote Sensing 7(1): 686-703.
33- Yang F., Lu H., Yang K., He J., Wang W., Wright J.S., Li C., Han M., and Li Y. 2017. Evaluation of multiple forcing data sets for precipitation and shortwave radiation over major land areas of China. Journal of Hydrology and Earth System Sciences 21(11).
34- Yang L., Zhang X., Liang S., Yao Y., Jia K., and Jia A. 2018. Estimating surface downward shortwave radiation over china based on the gradient boosting decision tree method. Journal of Remote Sensing 10(2): 185.
35- Younes S., Claywell R., and Muneer T. 2005. Quality control of solar radiation data: Present status and proposed new approaches. Journal of Energy 30(9): 1533-1549.
36- Zhang T., Stackhouse Jr P.W., Cox S.J., Mikovitz J.C., and Long C.N. 2019. Clear-sky shortwave downward flux at the Earth's surface: Ground-based data vs. satellite-based data. Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer 224: 247-260.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 2, May-June 2020, p. 501-513

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۹، ص. ۵۱۳-۵۰۱

Assessment of the Performance of the Global Land Data Assimilation System (GLDAS) in Estimating Daily Surface Solar Radiation in Iran

N. Ahmadibaseri[1]- A.A. Sabziparvar[2*]- M. Khodamoradpour[3]- L. Alados Arboledas[4]

Received: 30-09-2019
Accepted: 20-01-2020

Introduction: Surface Solar Radiation (SSR) as the largest source of land-surface energy is an important parameter in meteorological and climatological studies. Limitations in ground-based measurements have encouraged the users to approach low cost and reliable methods to estimate radiation components, for the regions where the ground-based radiation data are sparse. Different methods have been developed for estimating SSR including empirical models, radiative transfer models, semi-empirical models, and models based on satellite and reanalysis products. In most studies in Iran, empirical methods have been investigated. Despite the simplicity of these models, they do not accurately represent SSR variations because of not considering all the parameters affecting radiation variations, at large spatial scales with different climates. The Global Land Data Assimilation System (GLDAS) is a combination of measured and satellite data that uses advanced land surface modeling and data assimilation methods. One of the strengths of this model that makes GLDAS unique is that it has global coverage, high spatial-temporal resolution and is available for free. GLDAS is a terrestrial modeling system uncoupled to the atmosphere. This work was aimed to evaluate SSR derived from GLDAS using ground measurements over Iran from 2012 to 2015 on a daily basis.

Materials and Methods: In this study, measured SSR in 24 radiometer stations of Iran from 2012 to 2015 was extracted. Since the measured data are associated with some errors, the quality of the data must be checked and screened before use. In this study, Moradi's proposed method was used to control data quality. The studied areas were classified into three zones of coastal, arid and semi-arid climates based on Digital Elevation Model (DEM) and UNESCO climate classification approach. The GLDAS SSR outputs were extracted with a spatial and temporal resolution of 0.25° grid cell and 3-hourly from 2012 to 2015. The GLDAS is one of the LDAS projects and has been extended jointly by the National Aeronautics and Space Administration (NASA) Goddard Space Flight Center (GSFC) and the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) National Centers for Environmental Prediction (NCEP). The purpose of GLDAS is to produce high quality temporal and spatial land surface data. GLDAS drives three land surface models: Mosaic, Noah, and CLM. GLDAS assessments SSR at the land surface using a method and cloud and snow products from the Air Force Weather Agency's (AFWA) Agricultural Meteorology modeling system (AGRMET). Since the GLDAS data are created using the gridded Binary format, the nearest neighborhood interpolation method was used to match these data with ground-based data and GLDAS datasets were generated for station points using CDO software. In this study, GLDAS datasets were compared against measured SSR datasets by four validation metrics. The metrics used are determination coefficient (R^2), the mean bias error (MBD), the mean absolute error (MABD), relative mean absolute error (RMABD) and root mean squared error (RMSE).

Results and Discussion: Statistical analysis showed that the performance of GLDAS in SSR evaluation is reasonable in Iran with a high-efficiency coefficient of 0.88. Also, it was shown that the GLDAS has a higher ability to estimate SSR under clear sky (warm seasons) conditions than cloudy conditions (cold seasons). Similar to the obtained results, Träger-Chatterjee et al. (2010); Jia et al. (2013); Boilley and Wild (2015) and Heidary Beni and Yazdanpanah (2017) also showed that the ERA- Interim, NCEP-DOE, RegCM4 and angstrom model are also more capable of estimating SSR in warm seasons. Seasonal bias variations at three studied areas showed that the most changes occurred in summer and least changes in winter. The highest overestimation was also observed in the coastal areas in summer and the lowest overestimation in the semi-arid regions in spring. The evaluation of the GLDAS performance against the site measured SSR data suggests that the GLDAS tends to underestimate in 71% of the studied stations. Moreover, the stations located in the arid region provided a better

1, 2 and 3- Ph.D. Candidate of Agricultural Meteorology, Professor and Assistant Professor in Meteorology, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran, respectively.
(*- Corresponding Author Email: swsabzi@basu.ac.ir)
4- Professor in Applied Physics, Inter-University Research Institute of the Earth System in Andalusia IISTA, University of Granada, Spain
DOI: 10.22067/jsw.v34i2.82848

estimation of SSR as compared with semi-arid and coastal locations. These results were compared with those of Boilley and Wald (2015) that showed ERA-Interim and MERRA reanalysis models have high uncertainty in areas with tropical humid climates, and in regions with arid climates, models perform better in SSR estimation. Our findings were also in good agreement with their results.

Conclusion: GLDAS SSR outputs can be used for agricultural studies. This is due to the facts that arid and semi-arid climates are dominant in Iran and the growing season is mostly in the warm season.

Keywords: Evaluation, GLDAS, Iran, Surface solar radiation

Assessment of the Performance of the Global Land Data Assimilation System (GLDAS) in Estimating Daily Surface Solar Radiation in Iran 513
N. Ahmadibaseri - A.A. Sabziparvar- M. Khodamoradpour- L. Alados Arboledas

Contents

Numerical Study of Factors Affecting Distribution of None-Equilibrium Suspended Sediment in Natural Rivers (Case Study: Gharasoo River, Kermanshah) 253
R. Ghobadian -H. Shakari
Understanding Water-Food-Energy Nexus and their Management for the Utilization of the Existing Water Resources 268
M.R. Goodarzi- R. Piryaei- M.R. Moosavi
Simulation of Seawater Intrusion in Coastal Aquifers (Case Study: the Southern Shores of the Caspian Sea) 286
M. Nasiri- M. Hamidi- H. Kardan Moghaddam
The Zoning of Kermanshah Province Townships Based on Virtual Water Content and Value among Major Crops 300
N. Afshar Bakeshloo - K. Zarafshani - B. Farhadi Bansouleh
Investigating the Effect of Urmia Lake Water-level Fluctuations on Groundwater Level Changes Trend 316
M. Motallebian - H. Ahmadi - A. Raoof - N. Cartwright
Evaluation of Inter-basin Water Transfer Project Scenarios to Central Plateau of Iran Employing COPRAS Multi-criteria Decision Making Method 332
H. Ghased - A. Roozbahani- M. Hashemy Shahedany
Estimation of the Joint Frequency of Peak Flow Discharge-Suspended Load of Zarinehrood Basin Using Two-Dimensional Analysis 347
M. Nazeri Tahroudi - Y. Ramezani- C. De Michele- R. Mirabbasi Najaf Abadi
Simulation of Wetted Area of Moisture Bulb in Pulsed Drip Irrigation 364
B. Karimi - N. Karimi
Comparison of the Symbiotic Organisms Search Algorithm with Meta-Heuristic Algorithms in Flood Routing Model 378
S. Khalifeh - S.A. Esmaili- K. Esmaili- S. Khodashenas
Evaluating the Correlation of Soil Characteristics with Potassium Q/I Curve Parameters in Some Calcareous Soils of Lorestan Province 391
M. Mosapour - A. Forghani - A. Sabouri
Effect of Mycorrhizal Fungus Application on Some Biochemical Characters of Wheat Cultivars in Lead Contaminated Soil 408
K. Kiani Jam - M.R. Bihamta- D. Habibi- A. Asgharzadeh- A. Saremirad
The Ability of Iron-Impregnated Biochar in the Supply of Iron and Correction of Soybean Iron Chlorosis in a Calcareous Soil 422
J. Khallizadeh - E. Dordipour- M. Baranimotlagh- A.R. Gharanjiki
Effects of Artificial and Natural Nitrification Inhibitors on Plant Growth Characteristics and Nitrate Uptake by Lettuce 437
S. Sangsefidi – A. Lakzian- A. Astaraei- M. Banayan Aval- M. Mazhari
Effects of Phosphorus on Grain Yield and Phosphorus Efficiency Indices in Canola Cultivars in Kermanshah Region 453
J. Ghaderi - F. Nourgholipour
Effect of Forest and Pasture Land Uses on Interrill Erosion and Some of Soil Physical Properties in Southeastern Iran 469
A. Sharifi - H. Shirani- A.A. Besalatpour- I. Esfandiarpour-Boroujeni
The Effect of Soil Parameters on Phosphorous Adsorption Coefficients in Heavy Soils of Different Areas of Qazvin Plain 483
B. Kamali - A. Mahdavi Mazdeh - A. Sotoodehnia
Comparison of Single-source and Two-source Algorithms for Estimating Evapotranspiration in Borazjan 499
B. Bahmanabadi - A. Kaviani

WATER AND SOIL

(AGRICULTURAL SCIENCES AND TECHNOLOGY)

Vol . 34 No. 2 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

Printed by: Ferdowsi University of Mashhad, Press.

Address: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

P.O. Box: 91775- 1163

Fax: +98 511 8787430

E-Mail: jswa3@um.ac.ir

Web Site: http://jm.um.ac.ir

Journal of Water and Soil is published bimonthly (six issues per year).