(نشریه علمی - پژوهشی)
آب و خاک
(علوم و صنایع کشاورزی)

Ferdowsi University of Mashhad

جلد ۳۱ شماره ۱
سال ۱۳۹۶

Vol. 31 No. 1
2017

Water and Soil
(Agricultural Science and Technology)

شماره پیاپی ۵۱

شاپا: ۴۷۵۷-۲۰۰۸

ISSN:2008-4757

عنوان مقالات

بهینه‌سازی تخصیص آب بین محصولات مختلف در شرایط تنش آبی در شبکه آبیاری دشت قزوین ۱
مهدی محمدخانی - محمد کریمی - افشین گمرکچی

اثرات احداث سدهای بزرگ بر شرایط جریان و پارامترهای هیدرولیکی رودخانه (مطالعه موردی: رودخانه کرخه پایین‌دست سد مخزنی) ۱۱
فرهنگ آذرنگ - عبدالرسول تلوری - حسین صدقی - محمود شفاعی بجستان

تأثیر تبدیل کاهش‌دهنده عرض بر ارتفاع فرم بستر ریپل در شرایط هیدرولیکی مختلف ۲۸
الهام روشنی - علی حسین زاده دلیر - داود فرسادی زاده - فرزین سلماسی

شناسایی چاه‌های مؤثر در تعیین عمق آب زیرزمینی دشت ارومیه با استفاده از آنالیز مؤلفه‌های اصلی ۴۰
سحر بابایی حصار - قاسم همدمی - هدی قاسمیه

بررسی تاثیر سطوح مختلف دور آبیاری و کود نیتروژن بر عملکرد و کارایی مصرف آب سیب‌زمینی در روش آبیاری قطره‌ای زیر سطحی ۵۱
محمد جلینی - محمد کریمی

کاربرد نظریه آشوب و شبکه عصبی مصنوعی در بررسی و تخمین تبخیر از سطح آب دریاچه‌ها ۶۱
سعید فرزین - رضا حاجی آبادی - محمد حسین احمدی

تأثیر پوشش سنگریزه سطحی بر ویژگی‌های هیدرولیکی جریان‌های سطحی و آستانه تشکیل شیار با شبیه‌سازی رواناب در شرایط صحرائی ۷۵
سارا کلبعلی - شجاع قربانی دشتکی - مهدی نادری - سلمان میرزائی

مدلسازی و پیش‌بینی اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی (BOD) با استفاده از ترکیب ماشین بردار پشتیبان با تبدیل موجک ۸۶
اباذر سلگی - امیر پورحقی - حیدر زارعی - هادی انصاری

بررسی آزمایشگاهی ابعاد هندسی چاله آبشستگی در آبشکن‌های مختلف در قوس ۹۰ درجه در شرایط غیر مستغرق ۱۰۱
سمیه رحیمی - سید محمود کاشفی پور - محمود شفاعی بجستان - احمد فتحی

برآوردبهره‌وری آب محصولات عمده دشت نیشابور و بهینه‌سازی سطح زیر کشت محصولات ۱۱۲
یاور پورمحمد - سید محمد موسوی بایگی - امین علیزاده - علی نقی ضیایی - محمد بنایان اول

شبیه‌سازی اثرات بلندمدت استفاده از پساب بر سلامت بهره‌برداران با رویکرد پویایی سیستم (مطالعه موردی: دشت ورامین) ۱۲۷
حمزه علی علیزاده - عبدالمجید لیاقت - تیمور سهرابی ملایوسف

اثر تنظیم کننده های رشد و ماده هیومیکی بر گیاه پالایی نیکل در یک خاک آهکی آلوده به نیکل ۱۴۴
مهشید شفیق - رضا قاسمی فسائی - عبدالمجید رونقی

مقایسه کارایی پلیمرهای سوپرجاذب آکواسورب و اکسپتا در بهبود خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک و عملکرد گوجه‌فرنگی در شرایط گلخانه ۱۵۶
مهدی نورزاده حداد - اکبر حسنی - مهدی کرمی مقدم

ارزیابی اثر کرم خاکی و لجن فاضلاب شهری بر کیفیت میکروبیولوژیک و بیوشیمیایی خاک با استفاده از روش تجزیه‌ی چند متغیره ۱۶۸
هانیه جعفری وفا - فایز رئیسی

ادامه فهرست داخل جلد

نشریه علمی - پژوهشی آب و خاک جلد ۳۱ شماره ۱ سال ۱۳۹۶
Water and Soil Vol.31 No.1 2017

Contents

Optimization of Water Allocation between Different Crops in Water Stress Conditions in Qazvin Irrigation Network 10
M. Mohammad Khani - M. Karimi - A. Gomrokchi

Large Dam Effects on Flow Regime and Hydraulic Parameters of river (Case study: Karkheh River, Downstream of Reservoir Dam) 27
F. Azarang – A.R. Telvari – H. Sedghi – M. Shafaie Bajestan

Study of Width Reduced Transition Effects on Ripple Bed Form Height in Various Hydraulic Conditions 39
E. Roshani - A. Hussienzade Dalir – D. Farsadizade–F. Salmasi

Identify the Effective Wells in Determination of Groundwater Depth in Urmia Plain Using Principle Component Analysis 50
S. Babaei - G. Hamdami- H. Ghasemieh

The Effect of Different Levels of Irrigation and Nitrogen Fertilizer on Yield and Water Use Efficiency of Potato in Subsurface Drip Irrigation 60
M. Jolaini -M. Karimi

Application of Chaos Theory and Artificial Neural Networks to Evaluate Evaporation from Lake's Water Surface 74
S. Farzin - R. Hajiabadi - M.H. Ahmadi

Effect of Rock Fragment Cover on Hydraulics Properties of Surface Flows and Rill Initiation with Simulating Runoff under Natural Conditions 85
S. Kalbali - Sh. Ghorbani Dashtaki - M. Naderi- S. Mirzaee

Modeling and Forecast Biological Oxygen Demand (BOD) using Combination Support Vector Machine with Wavelet Transform 100
A. Solgi - A. Pourhaghi- H. Zarei- H. Ansari

Experimental Investigation on the Scour Hole Geometric Dimensions in Different Spur Dikes in 90 Degree Bend for Non-Submerged Conditions 111
S. Rahimi - S. M. Kashefipour- M. Shafai Bajestan- A. Fathi

Estimating Major Crop Water Productivity at Neyshabour Basin and Optimize Crop Area 126
Y. Pourmohamad - M. Mousavi Baygi- A. Alizadeh- A. N. Ziaei- M. Bannayan Aval

Simulating Effects of Long Term Use of Wastewater on Farmers Health Using System Dynamics Modeling (Case Study: Varamin Plain) 143
H.A. Alizadeh - A.M. Liaghat- T. Sohrabi

Influence of Plant Growth Regulators and Humic Substance on the Phytoremediation of Nickel in a Ni-Polluted Soil 155
M. Shafigh - R. Ghasemi-Fasaei - A. Ronaghi

Comparison the Efficiency of Aquasorb and Accepta Superabsorbent Polymers in Improving Physical, Chemical, and Biological Properties of Soil and Tomato Turnover under Greenhouse Condition 167
M. Nourzadeh Haddad - A. Hasani- M. Karami Moghadam

Assessing Earthworm and Municipal Sewage Sludge Impacts on Microbiological and Biochemical Soil Quality Using Multivariate Analysis 178
H. Jafari Vafa – F. Raiesi

Continue Content in cover

آب و خاک

(علوم و صنایع کشاورزی)

با شماره پروانه ۲۱/۲۰۱۵ مورخه۱۳۶۸/۴/۱۱ و درجه علمی- پژوهشی شماره ۲۶۵۲۴ تاریخ ۱۳۷۳/۱۰/۱۹ از وزارت علوم، تحقیقات و فناوری

جلد ۳۱ شماره ۱ فروردین- اردیبهشت سال ۱۳۹۶

صاحب امتیاز: دانشگاه فردوسی مشهد (دانشکده کشاورزی)

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

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

اعضای هیات تحریریه:

آستارائی، علیرضا — دانشیار- علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

اوستان، شاهین — دانشیار- علوم خاک (دانشگاه تبریز)

ثنائی نژاد، سید حسین — دانشیار- هواشناسی کشاورزی (دانشگاه فردوسی مشهد)

خادمی، حسین — استاد – علوم خاک (دانشگاه صنعتی اصفهان)

خانجانی، محمد جواد — استاد- آبیاری ومهندسی عمران (دانشگاه شهید باهنر کرمان)

خرمالی، فرهاد — استاد- علوم خاک (دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان)

داوری ، کامران — استاد- آبیاری وزهکشی (دانشگاه فردوسی مشهد)

علیزاده، امین — استاد- آبیاری و زهکشی (دانشگاه فردوسی مشهد)

فتوت، امیر — استاد- علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

قائمی، علی اصغر — دانشیار- آبیاری وزهکشی (دانشگاه شیراز)

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

کیانی، علیرضا — استاد- آبیاری وزهکشی (مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی گلستان)

لکزیان، امیر — استاد- علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

مساعدی، ابوالفضل — استاد- آبیاری ومهندسی عمران (دانشگاه فردوسی مشهد)

موسوی بایگی، محمد — استاد- هواشناسی کشاورزی (دانشگاه فردوسی مشهد)

مهدیان، محمد حسین — استاد- آبیاری و زهکشی (پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری)

ناشر: دانشگاه فردوسی مشهد (دانشکده کشاورزی) **چاپ:** مؤسسه چاپ و انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد

نشانی: دانشگاه فردوسی مشهد- دانشکده کشاورزی - ص. پ. ۱۱۶۳-۹۱۷۷۵ - دبیرخانه نشریات علمی- نشریه آب و خاک
نمابر: ۸۷۸۷۴۳۰-۰۵۱۱

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 بصورت دو ماهانه (شش شماره در سال) منتشر می‌شود.

بسم الله الرحمن الرحیم

مندرجات

بهینه‌سازی تخصیص آب بین محصولات مختلف در شرایط تنش آبی در شبکه آبیاری دشت قزوین ۱

مهدی محمدخانی - محمد کریمی- افشین گمرکچی

اثرات احداث سدهای بزرگ بر شرایط جریان و پارامترهای هیدرولیکی رودخانه (مطالعه موردی: رودخانه کرخه پایین‌دست سد مخزنی) ۱۱

فرهنگ آذرنگ - عبدالرسول تلوری- حسین صدقی - محمود شفاعی بجستان

تأثیر تبدیل کاهش‌دهنده عرض بر ارتفاع فرم بستر ریپل در شرایط هیدرولیکی مختلف ۲۸

الهام روشنی- علی حسین زاده دلیر-داود فرسادی زاده- فرزین سلماسی

شناسایی چاه‌های مؤثر در تعیین عمق آب زیرزمینی دشت ارومیه با استفاده از آنالیز مؤلفه‌های اصلی ۴۰

سحر بابایی حصار - قاسم همدمی - هدی قاسمیه

بررسی تاثیر سطوح مختلف دور آبیاری و کود نیتروژن بر عملکرد و کارایی مصرف آب سیب‌زمینی در روش آبیاری قطره‌ای زیر سطحی ۵۱

محمد جلینی - محمد کریمی

کاربرد نظریه آشوب و شبکه عصبی مصنوعی در بررسی و تخمین تبخیر از سطح آب دریاچه‌ها ۶۱

سعید فرزین - رضا حاجی آبادی - محمد حسین احمدی

تأثیر پوشش سنگریزه سطحی بر ویژگی‌های هیدرولیکی جریان‌های سطحی و آستانه تشکیل شیار با شبیه‌سازی رواناب در شرایط صحرائی ۷۵

سارا کلبعلی - شجاع قربانی دشتکی - مهدی نادری - سلمان میرزائی

مدلسازی و پیش‌بینی اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی (BOD) با استفاده از ترکیب ماشین بردار پشتیبان با تبدیل موجک ۸۶

اباذر سلگی- امیر پورحقی- حیدر زارعی- هادی انصاری

بررسی آزمایشگاهی ابعاد هندسی چاله آبشستگی در آبشکن‌های مختلف در قوس ۹۰ درجه در شرایط غیر مستغرق ۱۰۱

سمیه رحیمی - سید محمود کاشفی پور- محمود شفاعی بجستان - احمد فتحی

برآوردبهره‌وری آب محصولات عمده دشت نیشابور و بهینه‌سازی سطح زیر کشت محصولات ۱۱۲

یاور پورمحمد- سید محمد موسوی بایگی- امین علیزاده- علی نقی ضیایی- محمد بنایان اول

شبیه‌سازی اثرات بلندمدت استفاده از پساب بر سلامت بهره‌برداران با رویکرد پویایی سیستم (مطالعه موردی: دشت ورامین) ۱۲۷

حمزه علی علیزاده- عبدالمجید لیاقت- تیمور سهرابی ملایوسف

اثر تنظیم کننده های رشد و ماده هیومیکی بر گیاه پالایی نیکل در یک خاک آهکی آلوده به نیکل ۱۴۴

مهشید شفیق - رضا قاسمی فسائی - عبدالمجید رونقی

مقایسه کارایی پلیمرهای سوپرجاذب آکواسورب و اکسپتا در بهبود خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک و عملکرد گوجه‌فرنگی در شرایط گلخانه ۱۵۶

مهدی نورزاده حداد- اکبر حسنی- مهدی کرمی مقدم

ارزیابی اثر کرم خاکی و لجن فاضلاب شهری بر کیفیت میکروبیولوژیک و بیوشیمیایی خاک با استفاده از روش تجزیه‌ی چند متغیره ۱۶۸
هانیه جعفری وفا - فایز رئیسی

استفاده از مدل‌های تجربی برای توصیف کینتیک جذب سطحی یون‌های منیزیم و فسفات رویکانی گئوتایت ۱۷۹
ملیحه طالبی اتوئی- رسول راهنمایی- اسماعیل گلی- محمد حسین داوودی

نقش اندازه خاکدانه بر قابلیت استفاده مس در تعدادی از خاک‌های آلوده به فلزات سنگین ۱۹۲
اکرم فرشادی‌راد- علیرضا حسین‌پور- شجاع قربانی- حمیدرضا متقیان

نقش جهت شیب بر پراکنش مکانی برخی از ویژگی‌های خاک و ویژگی‌های کمی، کیفی و رویشی هلو در منطقه سامان شهرکرد ۲۰۲
نرگس کیوانی - محمدحسن صالحی - جهانگرد محمدی - عبدالرحمان محمدخانی

توزیع اندازه ذرات منتقله در اثر فرسایش سطحی در شدت‌های مختلف باران و درجات شیب ۲۱۶
علی رضا واعظی- مهدی عبادی

مقایسه‌ی توانایی نقشه‌های سنتی و رقومی در بیان پراکنش خاک‌ها با استفاده از شاخص‌های تفرق ۲۳۰
زهره مصلح- محمدحسن صالحی- اعظم جعفری- عیسی اسفندیارپور بروجنی

ناپویاسازی کادمیم در خاک با استفاده از نانوذرات مگنتیت تثبیت‌شده با سدیم دودسیل سولفات ۲۴۱
احمد فرخیان فیروزی- محمد جواد امیری- حسین حمیدی فر- مهدی بهرامی

بررسی قابلیت ماندگاری باکتری‌های حل‌کننده فسفات در گرانول فسفاته ۲۵۴
هاجر رجبی‌هشجین– علیرضا فلاح- غلامرضا بخشی‌خانیکی

شبیه‌سازی رطوبت و نیترات خاک تحت مدیریت‌های مختلف کود برای گیاه فلفل در اصفهان توسط مدل Eu-Rotate-N ۲۶۳
فروغ فاضل- ناصر گنجی خرم دل- مهدی قیصری

مقایسه چهار روش محاسبه وزن در ارزیابی تناسب اراضی به کمک منطق فازی برای پیش‌بینی عملکرد گندم ۲۷۷
فاطمه رحمتی- اردوان کمالی

تاثیر منابع و مقادیر مختلف نیتروژن، میزان کربنات کلسیم خاک و مقادیر مختلف بقایای یونجه بر هدررفت نیتروژن به صورت آمونیاک ۲۸۶
طاهره منصوری- احمد گلچین - زهرا رضایی

تغییر ویژگی‌های شیمیایی خاک در مقابل آتش و شدت‌های مختلف آن ۳۰۲
حکیمه طایفی-رضا عرفانزاده- مهدی عابدی

تحلیل فراوانی رخداد یخبندان‌های زودرس پائیزه مطالعه موردی: ایستگاه‌های همدید خراسان رضوی ۳۱۲
نفیسه سیدنژاد گل خطمی- محبوبه فرزندی- حجت رضایی پژند

واسنجی و ارزیابی مدل‌های مختلف تخمین تابش خورشیدی روزانه در مقیاس‌های زمانی فصلی و سالانه در منطقه شیراز ۳۲۱
حمید رضا فولادمند - فرزانه کریمی

تأثیر دو نگرش متفاوت فاصله‌ی دو مجموعه بر روی ریزمقیاس نمایی فراکتالی درجه حرارت در مشهد ۳۳۱
شیما تاج آبادی- بیژن قهرمان-علی نقی ضیائی

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 1-10

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۰-۱

بهینه‌سازی تخصیص آب بین محصولات مختلف در شرایط تنش آبی در شبکه آبیاری دشت قزوین

مهدی محمدخانی[۱] - محمد کریمی[۲*] - افشین گمرکچی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۵/۲۵
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۱/۲۳

چکیده

توزیع آب در شرایط تنش آبی می‌بایست بصورتی بین محصولات کشت شده در شبکه آبیاری انجام گیرد که ضمن کاهش اثرات تنش، بیشترین درآمد خالص شبکه نیز بدست آید. بدین منظور، دستیابی به سه فاکتور ضریب حساسیت به کم آبی، مقدار عملکرد محصول و سود حاصل از تولید محصول ضروری است. در شرایط اعمال تنش آبی دریک شبکه آبیاری تعدای از محصولات با توجه به میزان عملکرد و حساسیت به تنش آبی و فاکتور نهائی اقتصادی شبکه (کسب سود خالص بیشتر) از نظر تامین آب در اولویت اول قرار گرفته و بعضی دیگر در اولویت‌های بعدی قرار خواهند گرفت. این تحقیق در شبکه آبیاری قزوین با هدف بهینه سازی تخصیص آب بین محصولات مختلف در شرایط تنش آبی انجام شد. شرایط موجود شبکه، شرایط موجود بهینه شده در شبکه و شرایط ۲۰ درصد، ۳۰ درصد و ۴۰ درصد تنش به ترتیب تحت عنوان گزینه های ۱، ۲، ۳، ۴، ۵ از نظر اقتصادی مقایسه گردید. برای تعیین شرایط بهینه از نرم افزار LINGO8 استفاده گردید. در تحقیق حاضر با استفاده از تابع آب –تولید از یک سو و سود حاصل از تولید محصول زراعی، الویت‌بندی تخصیص آب در محصولات کشت شده براساس ضریب بهره‌وری آب مشخص گردید. بر اساس این فاکتور سیب، گوجه‌فرنگی، انگور و سیب زمینی در اولویت‌های اول تامین آب و نخود، ذرت علوفه‌ای، ذرت دانه‌ای و چغندرقند در اولویت‌های آخر قرار گرفته‌اند. بیشترین ضریب بهره وری اقتصادی آب در سیب زمینی وگوجه فرنگی و کمترین مقدار در چغندر قند و ذرت دانه‌ای مشاهده شد.

واژه‌های کلیدی: تابع تولید، توزیع آب، شبکه آبیاری قزوین، شرایط بهینه، کم آبی

مقدمه

با توجه به محدودیت منابع آب، افزایش نیازهای آبی و وقوع خشکسالی‌های متناوب، صرفه جوئی در مصرف آب و استفاده کارآمد از آن امری لازم و ضروری است. استفاده از تکنیک‌های مناسب جهت بهینه سازی تخصیص آب به محصولات مختلف کشت شده در هر دشت، در این خصوص میتواند راهگشا باشد. تحقیقات متعددی در ارتباط با این موضوع در داخل و خارج از کشور انجام شده که به چند مورد از آنها اشاره می‌شود. وارلف (۱۰) عملکرد گیاهان را در شرایط کم آبیاری با در نظر گرفتن بارندگی بر روی محصول ذرت با هدف حداکثر سازی عملکرد محصول مورد ارزیابی قرار داد. نتایج نشان داد که در دوره‌های حساس گیاه، لازم است حداقل ۷۵ الی ۸۰ درصد نیاز گیاه تامین شود و در صورت تامین دو سوم کل نیاز عملکرد محصول در حدود ۹۰ الی ۹۵ درصد و با تامین ۵۰ درصد آب مورد نیاز عملکرد محصول در حدود ۸۷ درصد خواهد بود. ردی و کومار (۹) از روش PSO (روش فرا کاوشی و هوشمند) جهت بهره برداری بهینه از مخزن سد مالابرابها در هند استفاده کردند. تابع هدف آنها در این تحقیق بیشینه کردن درآمد ناخالص چندین محصول زراعی (با در نظر گرفتن وجود تنش و کم آبیاری) بود که در آن هزینه ها وارد نگردید. نتایج به دست آمده نشان داد که روش PSO یک شیوه مناسب برای حل چند منظوره مسائل هیدرولوژی و منابع آب می‌باشد. دای و لی (۲) از یک مدل برنامه ریزی تصادفی چند مرحله ای برای تخصیص آب برای تعیین الگوی کشت بهینه در شرایط عدم حتمیت در حوضه رودخانه ژانگ ونگ استفاده کرده و با استفاده از سناریوهای متفاوت عدم حتمیت میزان تخصیص آب و الگوی کشت را به دست آورده اند. کیافر و همکاران (۶) با استفاده از الگوریتم ژنتیک، بهینه سازی تخصیص آب در شبکه آبیاری و زهکشی صوفی چای را بررسی کردند. نتایج حاصل از این تحقیق حاکی از آن است که اختلاف مقدار

۱- دانشجوی کارشناس ارشد دانشگاه علوم تحقیقات تهران
۲ و ۳- اعضای هیات علمی (مربیان پژوهشی) بخش تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان خراسان رضوی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مشهد، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: karimi.irri@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.48682

آب تخصیص یافته واقعی و مقدار بهینه در مناطق مختلف به طور متوسط برابر ۲/۱ میلیون مترمکعب است. همچنین میانگین سطح کل زیرکشت حاصل از مقادیر واقعی سه درصد بیشتر از سطح کشت حاصل از مقادیر پیش بینی منابع آب است. برمبنای سطح زیر کشت بهینه، مقدار سود حاصله از فروش محصولات در منطقه نوسان داشته و روند خاصی را نشان نمی‌دهد. ربیعی و همکاران (۸) در تحقیقی تخصیص بهینه همزمان آب و زمین در شرایط کمبود منابع آب را با استفاده از روابط بیلان آب در خاک بررسی نمودند. در این پژوهش با ارائه یک مدل، الگوی بهینه کشت تعیین گردید. نتایج ارزیابی حساسیت مدل نشان داد که با افزایش قیمت آب بها به میزان ۶۰ درصد، الگوی کشت تغییر می کند، بدین گونه که مدل در این حالت بیشترین سطح را در فصل دوم کشت به ذرت علوفه ای با سطح ۳/۵۴ هکتار و آبیاری کامل اختصاص می دهد و با کاهش آب مصرفی مدل از میزان سطح گندم کاسته و میزان کم آبیاری در این حالت به میزان ۲۰/۳۲ درصد افزایش پیدا می کند. خاشعی سیوکی و همکاران (۵) با استفاده از تکنیک بهینه‌سازی، تخصیص آب به محصولات مختلف را در دشت نیشابور بررسی کردند. نتایج این تحقیق نشان داد که می توان با کاهش ۳۰ درصدی سطح زیر کشت اغلب محصولات بهاره و افزایش ۳۰ درصدی سطح زیر کشت گندم و جو و کلزا بیشترین درآمد را از آب استحصالی از آبخوان کسب نمود. در بین محصولات بهاره ذرت و گوجه فرنگی نسبت به دیگر محصولات بهاره بیشترین سهم را در افزایش سطح داشت. نتایج همچنین نشان داد که با افزایش ۲۰۵۹۱ هکتار به محصولات پاییزه و کاهش ۱۰۹۷۰ هکتار از محصولات بهاره می توان ۷۵۰۰ هزار ریال بطور متوسط در هر هکتار درآمد بیشتری بدست آورد. منتظر و لطفی (۷) تحقیقی با هدف توسعه یک مدل برنامه ریزی غیر خطی به منظور تعیین الگوی بهینه کشت و تخصیص آب در شبکه آبیاری قزوین انجام دادند. نتایج نشان داد که در بین محصولات، پیاز بیشترین مقدار شاخص بهره‌وری اقتصادی و یونجه کمترین مقدار این شاخص را دارا بوده است. در شرایط خشکسالی مقدار این شاخص برای این دو محصول بترتیب ۷۵۰۶۹ و ۳۰۵۵ ریال بر مترمکعب برآورد گردید. بیشترین سطح زیر کشت در دوره های آبی خشک و تر مربوط به محصول گندم و بترتیب معادل ۱۹۳۵۰ و ۲۳۵۹۹ هکتار تعیین شد. در شرایط خشکسالی می توان با مدیریت الگوی کشت، مقدار شاخص بهره وری کلی شبکه آبیاری را به ۱۲۶۶۵ریال بر مترمکعب افزایش داد. همایونی فر و رستگاری پور (۴) تخصیص آب سد لتیان بین محصولات کشاورزی را در شرایط عدم حتمیت مورد مطالعه قرار دادند. نتایج نشان داد که با کاربرد برنامه ریزی فازی بازه ای در بهترین حالت (یعنی رخ دادن سطح جریان زیاد) به میزان ۶۳ درصد، ۶۹ درصد، ۴۹ درصد و ۳۳ درصد از آب مورد نیاز محصولات جو، صیفی جات، سبزیجات و ذرت علوفه‌ای تأمین می شود، اما میزان تخصیص نهایی آب محصول گندم به طور دقیق مشخص نیست.

در مواقع بروز تنش آبی درسطح شبکه آبیاری دشت قزوین تخصیص آب صرفا بر اساس سطوح کشت و بدون توجه به نوع محصولات کشت شده، واکنش محصولات به کم آبی و میزان عملکرد آنها انجام می گیرد. این تحقیق با هدف بهینه سازی تخصیص آب بین محصولات مختلف در شرایط تنش آبی در شبکه آبیاری قزوین انجام شد.

مواد و روش‌ها

محدوده شبکه آبیاری دشت قزوین در استان قزوین در فاصله ۱۵۰ کیلومتری غرب شهر تهران بین ۲۰َ ۳۶ْ عرض شمالی و ۴۰َ ۴۹ْ طول شرقی و ۰۰َ ۳۶ْ عرض شمالی و ۳۵َ ۵۰ْ طول شرقی واقع شده است. داده‌ها و اطلاعات مربوط به شبکه آبیاری در سال زراعی ۱۳۸۸ الی ۱۳۸۹ مبنای کار این تحقیق قرار گرفت. با توجه به شیوه بهره-برداری از شبکه به طور متوسط راندمان انتقال در کانال‌های فرعی و اصلی ۸۰ درصد و با توجه به سیستم آبیاری موجود در سطح شبکه راندمان کاربرد آب ۴۵ درصد بود.

جدول ۱- سطح کشت محصولات شبکه آبیاری دشت قزوین

Table 1- Planting pattern of field and horticulture crops in Qazvin irrigation network

محصول crop	سطح (هکتار) Cultivated area	محصول crop	سطح (هکتار) Cultivated area
گندم wheat	20315.5	سیب زمینی potatoes	50
ذرت دانه ای Grain corn	226	ذرت علوفه‌ای forage corn	1060
چغندر قند Sugar beet	616.7	لوبیا beans	267
عدس lentil	2178.2	جو barely	1977.3
نخود peas	141.5	انگور grapes	40
گوجه فرنگی tomatoes	1081	سیب apple	299.9
یونجه alfalfa	2524.55		

میـزان آب ورودی بـه شـبکه از سـد طالقـان در سـال مبنـا ۲۷۴/۸میلیون متر مکعب بود که با توجه به رانـدمان‌هـای موجـود در شبکه نسبت به نیازخالص آبـی شـبکه (۱۰۹/۷۹۸میلیـون مترمکعـب) مقدارکاهش۱۰درصد مشاهده گردید. وسعت اراضـی تحـت آبخـور در سال زراعی ۱۳۸۸ الی ۱۳۸۹ معادل ۴۸۳۷۵ هکتار با احتسـاب آیـش بود. الگوی کشت شبکه آبیاری در سال زراعی مبنا در جـدول ۱ آمـده است.

تحقیق حاضر در قالب ۵ گزینه شامل: گزینه ۱ (شرایط موجود بـا حجم آب تـامین شـده ۲۷۴/۸میلیـون مترمکعـب)، گزینـه ۲ (شـرایط موجود بهینه شده با نـرم افـزار LINGO بـا حجـم آب تـامین شـده ۲۷۴/۸میلیون مترمکعب)،گزینه ۳ (تنش۲۰ درصد با حجـم آب تـامین شده به حجم ۲۱۹/۸۴میلیون مترمکعب)، گزینه۴ (تنش ۳۰ درصـد بـا حجم آب تامین شده به میزان ۱۹۲/۳۶ میلیون متر مکعب) و گزینه ۵ (تنش۴۰ درصد با حجم آب تـامین شـده بـه میـزان ۱۶۴/۸۸میلیـون مترمکعب) انجام شد. تعیین نیاز آبی گیاهـان بـا اسـتفاده از داده‌هـای هواشناسی با آمار بلند مدت ۳۰ ساله (۱۳۶۰ الـی ۱۳۸۹) و نـرم افـزار CROPWAT8 انجام گردید.

عملکرد بالقوه

بمنظور برآورد پتانسـیل تولیـد محصـولات از فرمـول هـای زیـر استفاده گردیده است (۳):

الف- وقتی که ۲۰<ym کیلوگرم در هکتار در ساعت باشد، مقدار عملکرد بالقوه Ym بر حسب کیلوگرم در هکتار در دوره رشد از رابطـه زیر بدست می آید :

$$Ym = CL \times CN \times CH \times G[F(0.8 + 0.01ym)yo + (1 - F)(0.5 + 0.025ym)yc] \quad (۱)$$

ب- وقتی که۲۰ >ym کیلوگرم در هکتار در ساعت باشـد، مقـدار Ym برحسب کیلوگرم در هکتـار در دوره رشـد از رابطـه زیـر بدسـت می‌آید:

$$Ym = CL \times CN \times CH \times G[F(0.5 + 0.025ym)yo + (1 - F)(0.05ym)yc] \quad (۲)$$

F: قسمتی از روز که آسمان ابری باشد (ابرناکی روز) که براساس در صد ساعات آفتابی و میزان تشعشع مـاوراء زمـین کـه از اطلاعـات ایستگاه سینوپتیک قزوین اخـذ گردیـده محاسـبه گردیـده اسـت. yo سرعت تولید ماده خشک ناخالص از یـک گیـاه مبنـا بـرای موقعیـت مشخص در یک روز کاملاً ابری (برحسب کیلوگرم در هکتـار در روز) و yc سرعت تولید ماده خشک ناخالص از یک گیـاه ناخـالص از یـک گیاه مبنا برای موقعیت مشخص شده در یک روز صاف (بدون ابر) (بر حسب کیلوگرم در هکتار در روز) مـی‌باشـد. ym سـرعت تولیـد مـاده خشک ناخالص که می تواند از سرعت فرضـی تولیـد گیـاه مبنـا (۲۰ کیلوگرم در هکتار در ساعت) بیشتر یا کمتر باشد این سرعت بر حسب کیلوگرم در هکتار در ساعت بیان مـی شـود. در جـدول ۲، ym بـرای گروهی از محصولات ارائه شده است. G، CH، CN، CL: بـه ترتیـب طول دوره رشد گیاه (روز)، ضریب مربوط بـه قسـمت برداشـت شـده، ضریب تصحیح تولید ماده خشک خالص و ضریب مربوط به وضـعیت توسعه محصول (نشریه FAO33) می‌باشند (جدول ۳).

در جدول ۲ محصولات گروه خنـک ۱ عبارتنـد از: یونجـه، لوبیـا، کلم، نخود، سیب زمینی، گوجه فرنگی، چغندر قند، گندم، محصـولات گروه گرم ۱ عبارتند از: یونجه ، مرکبات، پنبـه، بـادام زمینـی، فلفـل ، برنج، گلرنگ، سویا، آفتابگردان، تنبـاکو، گوجـه فرنگـی، محصـولات گروه خنک ۲ عبارتند از: بعضی از ارقام ذرت و سورگوم و محصـولات گروه گرم ۲ عبارتند از: ذرت، سورگوم و نیشکر

تابع عملکرد

تابع عملکرد محصولات زراعی دردوره های مختلف رشـد رابطـه خطی با میزان نیاز آبـی محصـول داشـته و در کـل دوره ایـن رابطـه بصورت غیر خطی بوده و بشکل زیر تعریف گردیده است:

$$\frac{Ya}{Ym} = \prod_{i=1}^{n}\left[1 - KYi\left(1 - \frac{ETa}{ETm}\right)\right] \quad (۳)$$

Ym: مقدار عملکرد پتانسیل محصول، Ya: مقدار عملکرد واقعـی محصول، ETa: تبخیر و تعرق واقعی، ETm: تبخیر و تعرق پتانسیل

جدول ۲- سرعت تولید (ym) بر حسب کیلوگرم در هکتار در ساعت برای گروهی از گیاهان و میانگین درجه حرارت

Table 2- The among of ym for a group of plants according to the average temperature

Crops گروه محصولات	The average of temperature میانگین درجه حرارت							
	5	15	20	25	30	35	40	45
خنک ۱ (Cold 1)	5	20	20	15	5	0	0	0
گرم ۱(Warm 1)	0	15	32.5	35	35	32.5	5	0
خنک ۲ (Cold 2)	0	45	65	65	65	45	5	0
گرم ۲ (Warm 2)	0	5	65	65	65	65	45	5

جدول ۳- مقدار Ym برای الگوی کشت شبکه آبیاری دشت قزوین (کیلوگرم درهکتار)

Table 3- The among of Ym of cultivation pattern in Qazvin irrigation network (Kg/ha)

محصول (Crop)	G	CL	CN	CH	Ym
Canola کلزا	2525	0.5	0.5	0.3	4000
Peas نخود	113	0.5	0.5	0.3	3200
Wheat گندم	240	0.5	0.6	0.4	5200
Barley جو	230	0.5	0.6	0.4	4527
Alfalfa یونجه	230	0.5	0.6	0.6	17485
Potato سیب زمینی	140	0.5	0.55	0.65	42000
Forage Corn ذرت علوفه ای	140	0.5	0.55	0.75	55000
Tomato گوجه فرنگی	135	0.5	0.6	0.35	45000
Grain corn ذرت دانه ای	155	0.5	0.5	0.4	9370
Bean لوبیا	110	0.5	0.5	0.3	2911
Sugar Beet چغندر قند	165	0.5	0.6	0.4	40000
Apple سیب	365	0.5	0.55	0.55	15346
Grape انگور	365	0.5	0.55	0.4	10194

Ky : فاکتور حساسیت محصول به کم آبی و i: مراحل مختلف رشد محصول و n تعداد کل مراحل رشد محصول می‌باشد.

اگر تبخیر و تعرق واقعی برابر تبخیر و تعرق پتانسیل باشد (Eta=ETm) در نتیجه مقدار محصول پتانسیل برابر با مقدار محصول واقعی خواهد شد. اما اگر تبخیر و تعرق واقعی کمتر از تبخیر وتعرق پتانسیل باشد (ETa/ETm<1) در اینصورت Ya/Ym< ۱ شده و مقدار آن نسبت به ETa/ETm به صورت خطی که شیب آن متناسب با Ky است، تغییر می‌کند. مقدار Ky بسته به واریته، گونه گیاهی، روش آبیاری و مدیریت آن و مرحله رشد وقتی که کمبود تبخیر و تعرق تحمیل می‌شود، تغییر می‌کند (جدول ۴).

جدول ٤- ضریب واکنش عملکرد محصول به آبیاری (Ky) مربوط به الگوی کشت منطقه (۱)

Table 4- Yield response factor to irrigation (Ky) related to region cultivation pattern

محصول crop	مراحل توسعه محصول Steps of crop development				
	اولیه Initial	توسعه محصول crop development	اواسط فصل Middle season	اواخر فصل Late season	زمان برداشت Harvest time
Wheat گندم	0.7	0.13	0.6	0.5	0.1
Pea نخود	0.2	0.33	0.9	0.7	0.2
Grain Corn ذرت دانه ای	0.12	0.28	1.5	0.5	0.2
Tomato گوجه فرنگی	0.12	0.28	1.1	0.8	0.4
Sugar Beet چغندر	0.12	2	1.3	0.36	0.12
Barley جو	0.7	0.13	0.6	0.5	0.1
Alfalfa یونجه	0.07	0.7	1.1	1.1	0.7
Canola کلزا	0.07	0.13	1.1	0.75	0.2
Potato سیب زمینی	0.45	0.8	1	0.7	0.2
Bean لوبیا	0.07	0.13	1.1	0.75	0.2
Forage Corn ذرت علوفه ای	0.12	0.28	1.5	0.5	0.2
Apple سیب	0.5	1	1	0.85	0.4
Grape انگور	0.6	0.75	1	0.7	0.4

تابع هدف در مدل

تابع هدف در مدل بهینه سازی تهیه شده برای شبکه آبیاری دشت قزوین با رویکرد سود آوری کل شبکه تدوین شده است لذا تولید محصول بعنوان یک فاکتور بسیار مهم در کسب حداکثر سود

خالص محسوب می‌گردد. از اینرو رابطه مقدار تولید با میزان آب دریافتی برای گیاه و ارزش ریالی محصول، دو فاکتور اثر گذار در مدل بهینه‌سازی تخصیص آب در شبکه می‌باشند.

تابع هدف با استفاده از برنامه نویسی در نرم افزار LINGO8 بصورت زیر بیان گردیده است:

$$MAX = \sum_{j=1}^{13}(\frac{Ya}{Yp})_j \times 0.94 \times BF_j \times A_j \times Yp_j \qquad (۴)$$

Aj: سطح کشت اختصاص یافته به محصول jام، Ypj: پتانسیل تولید بالقوه در شرایط تامین کامل نیاز آب گیاه با فرض فراهم بودن سایر شرایط رشد، BFj: سود خالص حاصل از تولید یک کیلوگرم محصول بدون احتساب هزینه آب بهاء و j (Ya/Yp) نسبت عملکرد واقعی به پتانسیل هر محصول می‌باشد.

هزینه آب بهاء بر اساس دستور العمل‌های شرکت آب منطقه‌ای استان برابر با ۳ درصدکل قیمت فروش محصول می‌باشد از طرفی میزان سود خالص محصولات زراعی استان بر اساس آمار اخذ شده ازآمار نامه وزارت جهاد کشاورزی بطور متوسط برابر با ۵۰ درصدکل قیمت فروش می‌باشد بنابراین می‌توان گفت میزان هزینه آب بها ۶ درصد سود خالص محاسبه می‌گردد در نتیجه سود خالص حاصل از تولید یک محصول مشخص با تاثیر هزینه آب بها بصورت فرمول BF= BF−۶BF درصد۹۴درصد، خواهد بود (جدول ۵).

جدول ۵- میزان سود خالص برحسب ریال به ازای تولید یک کیلوگرم محصول

Table 5- Net profit per each Rial for producing one kilogram of yield

محصول crop	سیب Apple	انگور Grape	جو Barely	لوبیا Bean	ذرت علوفه‌ای Forage Corn	سیب زمینی Potato	یونجه Alfalfa	گوجه فرنگی Tomato	نخود Pea	کلزا Canola	چغندرقند Sugar beet	ذرت دانه‌ای Grain corn	گندم Wheat
BF	5000	4000	1350	4500	300	1300	1400	1500	3250	3500	310	1400	1500

قیودات مدل

– محدودیت آب در دسترس

محدودیت مدل که بر اساس مقدار آب در اختیارقرار داده شده برای گیاه می باشد. به صورت زیر بیان می شود:

$$eta(i,j) < etp(i,j) \qquad (۵)$$

$$eta(i,j) > 0.5etp(i,j) \qquad (۶)$$

$$SW(i) \times Esdi \times Esai = \sum_{i=1}^{12}\sum_{j=1}^{13} eta(i,j) \qquad (۷)$$

که درآن eta(i,j) مقدار آب توزیع شده در ماه مشخص i برای یک محصول مشخص j می‌باشد etp(i,j) نیز پتانسیل حداکثر نیاز آبی محصول می‌باشد که با توجه به نوع محصول و ماه‌های مختلف دوره رشد متفاوت می‌باشد با توجه محدودیت ذکر شده در بالا آستانه کم آبیاری در مدل حداکثر ۵۰ درصد در نظر گرفته شده است. sw(i) حجم آب رها شده از سد طالقان در شبکه آبیاری قزوین می‌باشد. Esdi راندمان انتقال و توزیع در شبکه آبیاری و Esai راندمان آبیاری در مزرعه با توجه به سیستم آبیاری موجود می‌باشد.

– محدودیت حداکثر وحداقل مجموع بارندگی موثر و میزان آب توزیع شده بمنظور تعیین میزان دقیق آب تحویلی به هر محصول در الگوی کشت لازم است تا میزان بارندگی موثر نیز در ارتباط با تامین نیاز آبی گیاه نیز در نظر گرفته شود در این راستا مدل توزیع آب برای دوازده ماه سال تنظیم شده و از طرفی در برخی از ماه‌های سال با توجه به آنکه میزان بارندگی موثر بیش از مقدار حداکثر پتانسیل نیاز آبی گیاه می‌باشد لذا در این شرایط مقدار آب توزیع شده بر اساس دستورات شرطی صفر خواهد شد. در سایر ماه‌ها در صورتی‌که بارندگی موثر اتفاق نیفتد محدودیت آب در دسترس و در صورت وقوع بارندگی موثر کمتر از مقدار پتانسیل نیاز آبی، محدودیت های زیر اعمال خواهد گردید:

$$eta(i,j) + peff(i,j) < etp(i,j) \qquad (۷)$$

$$(eta(i,j) + peff(i,j) > 0.5 \times etp(i,j) \qquad (۸)$$

peff(i,j) مقدار بارندگی موثر در ماه مورد نظر می‌باشد که بر اساس فرمول پیشنهادی سرویس حفاظت خاک آمریکا بصورت زیر تعریف شده است:

$$peff = [p \times (125 - 0.2 \times p)]/125 \qquad (۹)$$

محدودیت حداکثر آستانه کاهش محصول

با توجه به الگوی کشت شبکه آبیاری دشت قزوین و وجود محصولات استراتژیک از یک سو و شرایط حاکمیتی، فرهنگی و اجتماعی بر کشاورزی شبکه تغییر الگوی کشت تقریباً ناممکن بنظر می‌رسد لذا رویکرد مدل بر توزیع بهینه آب در مواقع کم آبی در سطح شبکه استوار می‌باشد و هیچ تغییری در سطح کشت و نوع محصولات ایجاد نخواهد کرد.

از این‌رو به‌منظوراعمال اثرات کم آبیاری بر عملکرد محصولات مختلف شبکه، محدودیت کاهش تولید به شرح ذیل لحاظ گردیده است:

$$Ya/Yp \geq 0.5 \qquad (۱۰)$$

$$Ya/Yp \geq 0.4 \qquad (۱۱)$$

Ya تولید واقعی محصول و Yp پتانسیل حداکثر تولید می‌باشد

محدودیت تولید بیشتر از ۵۰ درصد در شرایط گزینه‌های ۱،۲،۳،۴در نظر گرفته شده است و محدودیت ۴۰ درصد تولید نیز تنها برای شرایط گزینه ۵درنظر گرفته شده است.

شاخص بهره‌وری اقتصادی آب NBPD[1]: شاخص بهره وری آب عبارت است از مقدار سود حاصل شده به ازای مصرف یک متر مکعب آب در یک محصول مشخص که بصورت مترمکعب/ریال بیان می‌گردد.

نتایج و بحث

بررسی تابع عملکرد محصولات شبکه تحت سناریوهای مختلف بهره‌برداری

تابع هدف در مدل بهینه‌سازی تهیه شده برای شبکه آبیاری دشت قزوین با رویکرد سود آوری کل شبکه تدوین شده است لذا تولید محصول بعنوان یک فاکتور بسیار مهم در کسب حداکثر سود خالص محسوب می‌گردد. از اینرو رابطه مقدار تولید با میزان آب دریافتی برای گیاه و ارزش ریالی محصول، دو فاکتور اثر گذار در مدل بهینه سازی تخصیص آب در شبکه می‌باشند.

همانگونه که اشاره شد با اعمال تنش آبی و عدم تامین کافی مقدار آب مورد نیاز، عملاً با کاهش محصول روبرو خواهیم شد، بطوریکه بر اساس روابط موجود محصولات با ضریب حساسیت بالا با کاهش محصول بیشتری مواجه خواهند شد. البته با توجه به نوع تابع هدف محصولی که سود آوری بیشتری دارد با تنش کمتری مواجه می‌شود تا کاهش محصول کمتری داشته باشد. بر اساس نتایج خروجی مدل تهیه شده توزیع آب در شبکه آبیاری قزوین، حجم بهینه آب تخصیص یافته بصورت ماهیانه به محصولات شبکه در سناریوهای مختلف تنش کم آبی به دست آمده واز طریق تابع عملکرد، نسبت عملکرد محصول در طی یک فصل زراعی محاسبه گردید (جدول ۵). لازم به ذکر است به علت عدم وجود آمار دقیق ازحجم اختصاص یافته آب به محصولات شبکه در گزینه ۱ در گزینه مذکور به آمار دریافتی در رابطه با میزان عملکرد محصولات اکتفا گردیده است (آمار و اطلاعات داخلی سازمان جهاد کشاورزی استان قزوین). نسبت مقدار عملکرد به عملکرد بالقوه (Ya/Yp) و شاخص بهره‌وری اقتصادی آب در محصولات کشت شده به ترتیب در جدول ۶ و ۷ آمده است.

تابع عملکرد در گزینه ۱ (در شرایط فعلی بهره‌برداری): با توجه به عدم توزیع بهینه آب در سطح شبکه، محصولات سیب و سیب زمینی بیش از ۶۰ درصد کاهش محصول از خود نشان دادند و چغندر قند و ذرت دانه‌ای نیز بیشترین میزان عملکرد نسبی را دارا بودند. در این گزینه بعلت عدم تخصیص مناسب آب به محصولات شبکه، علیرغم تامین و توزیع بیشترین حجم آب نسبت به سایر گزینه ها درآمد خالص فقط از گزینه ۵ بیشتر بوده است.

تابع عملکرد در گزینه ۲ (بهینه‌سازی تخصیص آب در شرایط کنونی): با توزیع مناسب آب، تنش وارده به محصولات بر اساس مدل بهینه‌سازی به کمترین مقدار خود رسید و میزان عملکرد نسبی محصولات در این گزینه در مقایسه با گزینه ۱ بطور قابل ملاحظه‌ای افزایش یافت. در این گزینه اکثر محصولات، عملکردی برابر با عملکرد بالقوه داشته و فقط محصول جو بدلیل سود خالص پائین و ضریب حساسیت کمتر به تنش نسبت به سایر محصولات عملکرد نسبی ۵۴ درصد داشت.

تابع عملکرد در گزینه ۳ (با اعمال ۲۰ درصد تنش آبی): با بروز تنش آبی بیشتر و بر اساس نتایج خروجی مدل بهینه سازی، کاهش عملکرد در محصولات نخود و چغندرقند اتفاق افتاد بطوریکه نسبت به گزینه ۲ این دو محصول ۵۰ درصد کاهش عملکرد داشته و محصول جو نیز کاهش عملکرد ۴۴ درصد را تجربه کرد.

تابع عملکرد درگزینه ۴ (با اعمال ۳۰ درصد تنش آبی): در این گزینه گندم بعنوان محصولی که ۶۶ درصد سطح کشت شبکه را به خود اختصاص داده با کاهش عملکرد۵۰ درصدی مواجه گردید در حالیکه محصولاتی مثل یونجه، گوجه فرنگی، سیب زمینی و محصولات باغی کاهش محصولی رانشان ندادند. بیشترین کاهش عملکرد در این گزینه نسبت به گزینه ۳ مربوط به گیاه کلزا با ۳۸ درصد کاهش در تولید بود.

تابع عملکرد درگزینه ۵ (با اعمال ۴۰ درصد تنش آبی): در این گزینه با توجه به اعمال حداکثر تنش ممکن در شبکه بجز محصولات باغی، سیب زمینی وگوجه فرنگی با نسبت عملکرد برابر ۱ و یونجه با نسبت عملکرد ۹۶ درصد سایر محصولات درحداکثر آستانه کاهش محصول قرار گرفتند و دارای عملکرد نسبی۴۰ درصد بودند. بیشترین کاهش عملکرد در این گزینه نسبت به گزینه۴ مربوط به ذرت علوفه‌ای با ۳۳ درصد کاهش در تولید بود.

نتیجه‌گیری کلی

سناریوهای مختلف بروز تنش در شبکه آبیاری نشان داد که محصولاتی همچون گوجه فرنگی، سیب زمینی و یونجه دارای کمترین میزان تغییرات در میزان تولید واقعی به حداکثر تولید پتانسیل می باشند و نسبت عملکرد در محصول جو نیز در تمامی گزینه‌ها اختلاف معناداری از خود نشان نداد. در تمامی گزینه ها محصول گوجه فرنگی با شاخص بهره‌وری اقتصادی آب ۳۰۲۹ ریال بر متر مکعب بیشترین و چغندر قند در گزینه‌های ۲ تا ۵ به ترتیب با شاخص بهره وری ۴۷۹، ۳۱۰، ۳۰۷ و۲۶۸ ریال بر مترمکعب کمترین شاخص

1- Net Benefit Per Drop

بهره وری را دارد بنابراین در شرایط تنش آبـی اولویـت توزیـع آب در کلیه گزینه ها با محصول گوجه فرنگی ودر نهایت با چغندر قنـد مـی باشد.

جدول ٦- نسبت مقدار عملکرد به عملکرد بالقوه (Ya/Yp) در محصولات کشت شده در شبکه آبیاری

Table 6- The ratio of actual yield to potential yield (Ya/Yp) in different options of water stress

محصول crop	گزینه ۱ Option 1	گزینه ۲ Option 2	گزینه ۳ Option 3	گزینه ٤ Option 4	گزینه ٥ Option 5
گندم Wheat	0.6	0.86	0.55	0.5	0.4
ذرت دانه‌ای Grain Corn	0.96	0.94	0.63	0.5	0.4
چغندر قند Sugar Beet	0.98	1	0.5	0.5	0.4
کلزا Canola	0.88	1	1	0.62	.41
نخود Pea	0.43	1	0.5	0.5	0.4
گوجه فرنگی Tomato	0.87	1	1	1	1
یونجه Alfalfa	0.61	1	1	1	0.96
سیب زمینی Potato	0.39	1	1	1	1
ذرت علوفه ای Forage Corn	0.89	1	1	0.73	0.4
لوبیا Bean	0.4	0.86	0.69	0.5	0.41
جو Barley	0.52	0.54	0.54	0.5	0.41
انگور Grape	0.8	1	1	1	1
سیب Apple	0.38	1	1	1	1

جدول ۷- شاخص بهره‌وری اقتصادی آب در محصولات کشت شده در شبکه آبیاری (مترمکعب/هزار ریال)

Table 7- Water productivity coefficient in different options of water stress

محصول crop	گزینه ۱ Option 1	گزینه ۲ Option 2	گزینه ۳ Option 3	گزینه ٤ Option 4	گزینه ٥ Option 5
گندم Wheat	0.584	1.096	1.196	1.400	1.599
ذرت دانه‌ای Grain Corn	1.184	0.570	0.470	0.400	0.356
چغندر قند Sugar Beet	0.689	0.479	0.310	0.307	0.268
کلزا Canola	1.535	1.633	1.633	1.830	2.360
نخود Pea	0.837	0.916	0.813	0.813	0.773
گوجه فرنگی Tomato	2.978	3.029	3.029	3.029	3.029
یونجه Alfalfa	0.848	0.920	0.920	0.920	0.898
سیب زمینی Potato	1.616	2.531	2.531	2.531	2.531
ذرت علوفه ای Forage Corn	1.384	0.869	0.869	0.786	0.570
لوبیا Bean	0.816	1.050	1.091	1.066	1.046
جو Barley	0.459	1.564	1.564	1.600	1.664
انگور Grape	2.561	2.920	2.920	2.920	2.920
سیب Apple	1.526	3.661	3.661	3.661	3.661

در کلیه گزینه‌ها گیاهان گنـدم، جـو ،کلـزا در رابطـه بـا شـاخص بهره‌وری دارای سیر صعودی می‌باشند گیاهان ذرت دانـه‌ای و چغنـدر قند نیز در تمامی گزینـه‌هـا یـک رونـد نزولـی را در رابطـه شـاخص بهره‌وری دارا می‌باشند. بررسی شاخص آب- تولید بیانگر آن است که در صورت رعایت دستور العمل بهره‌برداری بهینه‌سـازی شـده قابلیـت افزایش تولید و به دنبال آن قابلیت ارتقاء درآمد کلی شـبکه را خواهـد داشت. نتایج تحلیل مدل بهینه‌سازی نشان دهنده آن است که اثـرات خشکسالی را با اعمـال مـدیریت هدفمنـد و بهینـه در تخصـیص آب می‌توان جبران نمود به نحوی که میزان در آمد کلی شبکه در هریـک از سناریوهای مختلف بروز تنش از در آمـد خـالص شـبکه در شـرایط کنونی کمتر نشود.

منابع

1- Consulting Engineers of Pandam. 2007. The reviewed studies of Qazvin irrigation network, Volume 2.
2- Dai Z.Y., and Li Y.P. 2013. A multistage irrigation water allocation model for agricultural land-use planning under uncertainty, Agricultural Water Management, 129: 69– 79
3- Doorenbos J., and Kassam A.H. 1979. Yield response to water, FAO Irrigation and Drainage, Paper No. 33, FAO, Rome, Italy. 193 pp.
4- Homaunifar M., and Rastegari pour F. 2010. Water allocation of Latian dam between different crops under uncertainty, Journal of Agricultural Economics and Development, 24(2):259-267. (in Persian with English abstract)
5- Khashei Siuki A., Ghahraman B., and Kouchakzadeh M. 2013. Application of agriculture water allocation and management by PSO optimization technic (Case study: Nayshabur Plaine), Journal of Water and Soil, 27(2):292-303. (in Persian with English abstract)
6- Kiafar H., Sadradini A.A., Nazemi A.H., and Sanikhani H. 2011. Optimal water allocation for Sufi-chay irrigation and drainage network in East Azerbaijan province of Iran using genetic algorithm, Journal of Irrigation and Water Engineering, Year II, No. 5, p.52-61. (in Persian with English abstract)
7- Montazar A.A., and Lotfi M. 2008. Development and application of programming model of optimized cropping pattern and allocation of water resources in irrigation networks, Iranian Journal of Irrigation and Drainage, 2(1): 93-108. (in Persian with English abstract)
8- Rabie R., Honar T., and Kazemi A.R. 2013. Optimal, Simultaneous Land and Water Allocation Under Resource Limitation Conditions, Using Soil Water Balance (Case study of Doroudzan Dam Irrigation and Drainage Network). Iranian Journal of lrrigation and Drainage, 7(2):159-166. (in Persian with English abstract)
9- Reddy M.J., and kumar D. 2007. Multi-objective particle swarm optimization for generating optimal trade-offs in reservoir operation. Hydrological Processes Journal, 21(21): 2897–2909.
10- Varlev I., Dimitrov P., and Popova Z. 1996. Irrigation scheduling for conjunctive use of rainfall and irrigation based on yield-water relationships. In: Irrigation Scheduling: From Theory to Practice, Proceedings ICID/FAO Workshop, Sept. 1995, Rome, Water Reports No. 8, FAO, Rome.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 1-10

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین –اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۰-۱

Optimization of Water Allocation between Different Crops in Water Stress Conditions in Qazvin Irrigation Network

M. Mohammad Khani[1]- M. Karimi[2*]-A. Gomrokchi[3]

Received: 16-08-2015
Accepted: 11-04-2016

Introduction: Evaluations show the necessity of using optimization models in order to determine optimal allocation of water in different water conditions. Its use can be proposed according to developed model abilities in this study in order to optimize water productivity and provide sustainable management and development of water resources over irrigation and drainage networks. Basic needs of the earth growing population and limitation of water and soil resources remindnecessity of optimal use of resources. World's more than 280 million hectare lands are covered by irrigation networks (Khalkhali et al., 2006). The efficiency of most projects is between 30-50 percent and studies show that performance of most irrigation and drainage networks is not desirable and they have not achieved their aims. Hirich et al. (2014) Used deficit irrigation to improve crop water productivity of sweet corn, chickpea, faba bean and quinoa. For all crops, the highest water productivity and yield were obtained when deficit irrigation was applied during the vegetative growth stage. During the second season 2011 two cultivars of quinoa, faba bean and sweet corn have been cultivated applying 6 deficit irrigation treatments (rainfed, 0, 25, 50, 75 and 100% of full irrigation) only during the vegetative growth stage, while in the rest of a crop cycle full irrigation was provided except for rainfed treatment. For quinoa and faba bean, treatment receiving 50% of the full irrigation during the vegetative growth stage recorded the highest yield and water productivity, while for sweet corn applying 75% of full irrigation was the optimal treatment in terms of yield and water productivity. Moghaddasi et al. (2010) worked examines and compares this approach with that based on the optimization method to manage agricultural water demand during drought to minimize damage. The results show that the optimization method resulted in 42% more income for the agricultural sector using the same amount of water allocated in the 1999 drought. This difference emphasizes the importance of water allocation with respect to growth stages rather than simply cutting allocations on an equitable basis to combat water scarcity. However, managing the system using the optimization method is more complex and requires a new framework and planning to make it operational.

Materials and Methods: Qazvin irrigation network in Qazvin province is located in 150 km West of Tehran, between 36˚ 20´ north latitude and 49˚ 40´ east longitude and 36˚ 00´ north latitude and 50˚ 35´ east longitude. Net water requirement of cultivated crops in the irrigation network is 109.798 million m3. According to the total efficiency of the irrigation network, an impure water requirement of cultivated crops will be 304.994 million m3. The inlet water from Taleghan dam into irrigation network is 274.8 million m3 that compared to impure water requirement decrease 10%. The current study was conducted in 5 options, including: option 1 (current conditions and supplied water volume of 274.8 million m3), option 2 (optimized current conditions using LINGO software and supplied water volume of 274.8 million m3), option 3 (30% water deficit and supplied water volume of 192.36 million m3), option 5 (40% water deficit and supplied water volume of 274.8 million m3). Water requirement of crops is determined using meteorological data with 30 years long term statistics and CROPWAT8 software.

Results and Discussion: Studying different scenarios of water deficit in network shows that products such as tomatoes, potatoes and alfalfa have the least changes in real production to potential production and yield ration in barely did not show significant difference in all options. In all of the options, tomatoes with water productivity indicator of 3029 rials/m3 have the maximum productivity index and sugar beets with water productivity indicator in options 2 to 5 as 479, 310, 307 and 268rials/m3, respectively has the minimum productivity index. Therefore, in water deficit conditions, the priority of water distribution in all options is for tomatoes and the last priority for sugar beets. In all of the options, wheat, barley and canola ascend in productivity index and corn and sugar beets descend in productivity index.

1 - Master student of Irrigation and Drainage, Tehran Sciences and Research University
2 and 3- Members of Scientific Board (Research Lecturers) of Agricultural Engineering Research Department, Khorasan Razavi Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Mashhad, Iran
(*-Corresponding Author Email: Karimi.irri@gmail.com)

Conclusion: Studying water- production index shows that considering instructions will result in optimal productivity that in turn will increase production and network total income. Optimal model results show that drought effects can be satisfied with optimal and targeted management in allocating water, so that network total income has not reduced in stress occurrences compared to network net income. Optimization method in model development has been selected according to aim of model and it is proposed that model results to be assessed by non- linear optimization methods. It is proposed that, different scenarios of climate are studied in region according to climate changes and optimal allocation of water is prepared according to the effect of these scenarios on temperature increase, raining decrease and products water need increase in present cultivation method. For model efficiency increase, it is proposed that using neural networks capabilities, intelligent prediction of the input discharge to the network is done and the possibility of comprehensive management and timely combining of network with water allocation optimal model is provided.

Keywords: Deficit irrigation, Optimum conditions, Qazvin Irrigation network, Water distribution

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 11-27

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۷-۱۱

اثرات احداث سدهای بزرگ بر شرایط جریان و پارامترهای هیدرولیکی رودخانه (مطالعه موردی: رودخانه کرخه پایین‌دست سد مخزنی)

فرهنگ آذرنگ[1*] - عبدالرسول تلوری[2]- حسین صدقی[3] - محمود شفاعی بجستان[4]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۵/۲۵
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۵/۱۶

چکیده

با توجه به اهمیت رودخانه‌ها در تأمین آب، شناخت شرایط جریان و رژیم هیدرولیکی آن‌ها از اهمیت به سزایی برخوردار است. سازه‌های هیدرولیکی تأثیرات گسترده‌ای بر شرایط هیدرولیکی رودخانه در پایین دست خود دارند. سدهای مخزنی به عنوان مهم‌ترین سازه‌های هیدرولیکی ساخته شده بر روی رودخانه‌ها، تغییرات مضاعفی بر شرایط رژیم جریان در پایین‌دست می‌گذارند. حوضه آبریز کرخه یکی از مهمترین حوضه‌های کشور و رودخانه کرخه سومین رود بزرگ ایران است. سد مخزنی کرخه به عنوان بزرگ‌ترین سد ایران و خاورمیانه، پایین‌دست رودخانه کرخه را تحت تأثیر خود قرار داده است. در این پژوهش ارزیابی دقیقی بر تغییر رژیم جریان رودخانه از حالت طبیعی به تنظیمی انجام شده است. بازه مورد مطالعه در پایین‌دست سد مخزنی کرخه واقع شده است. همچنین از اطلاعات دو ایستگاه آب‌سنجی پای پل و عبدالخان استفاده شد. مدل HEC-RAS برای شبیه‌سازی شرایط جریان قبل و بعد از احداث سد به کار رفت. آبدهی متوسط ماهانه، سالیانه، دبی حداکثر لحظه‌ای، پروفیل سطح آب و کلیه پارامترهای هیدرولیکی رودخانه کرخه در این بازه مورد بررسی قرار گرفتند. با توجه به احداث سد مخزنی کرخه، تغییرات اقلیمی و کاهش بارندگی در سطح حوضه آبریز کرخه و پی‌آمد آن خشکسالی‌های اخیر تغییرات گسترده‌ای در شرایط رژیم جریان رودخانه کرخه و پارامترهای هیدرولیکی آن به وجود آمده است. به طور مثال می‌توان گفت که در این پژوهش درصد مقادیر تغییر پارامترهای هیدرولیکی در مقاطع عرضی مختلف رودخانه کرخه به ازای دبی‌های مشخصه حداقل، متوسط و حداکثر قبل و بعد از ساخت سد محاسبه گردیده است که نشان‌دهنده‌ی کاهش چشمگیر آن پارامترها در اثر احداث سد می‌باشد. به طور نمونه در مورد شعاع هیدرولیکی به عنوان یکی از مهم‌ترین پارامترهای هیدرولیکی رودخانه می‌توان بیان نمود که درصد میزان کاهش این پارامتر نسبت به شرایط قبل از ساخت سد به ازای دبی‌های مشخصه حداقل، متوسط و حداکثر به ترتیب ۳۳ درصد، ۲۸ درصد و ۵۹ درصد کاهش را نشان می‌دهد.

واژه‌های کلیدی: حوضه آبریز، ایستگاه آب‌سنجی، پروفیل سطح آب، دبی مشخصه، شعاع هیدرولیکی

مقدمه

رودخانه‌ها مهم‌ترین منبع تأمین آب برای مصارف مختلف از جمله شرب، صنعت و کشاورزی می‌باشند. شناخت شرایط هر رودخانه‌ای در برنامه‌ریزی منابع آب، احداث سازه‌های هیدرولیکی و تأمین مصارف بخش‌های مختلف دارای اهمیت می‌باشد. یکی از این مطالعه‌ها، شناخت شرایط رژیم جریان رودخانه است که می‌تواند معیاری مناسب در مورد بررسی هر چه بهتر شرایط رودخانه باشد. شناخت یک رودخانه به تنهایی و با در نظر گرفتن شرایط طبیعی آن بسیار مهم است، حال می‌توان اهمیت دو چندان این شناخت را زمانی درک نمود که شرایط یک رودخانه از حالت طبیعی خود خارج می‌شود و دستخوش تغییراتی غیرطبیعی می‌گردد. این تغییرات ناشی از سازه-های هیدورلیکی عظیم از جمله سدهای بزرگ هستند. سدها در واقع جریان طبیعی رودخانه را به جریان تنظیمی تبدیل کرده و باعث تغییرات گسترده‌ای در پارامترهای هیدرولیکی رودخانه می‌شوند. به بیان دیگر، با احداث سازه‌های هیدرولیکی عظیمی مانند سدهای مخزنی زمینه‌ی تغییرات مضاعف بر شرایط رودخانه‌ها به خصوص در پایین‌دست این سازه‌ها به وجود (۳). می‌توان ادعا کرد که بهره‌برداری از سدهایی با مخازن حجیم اثرات فراوانی بر شرایط جریان در

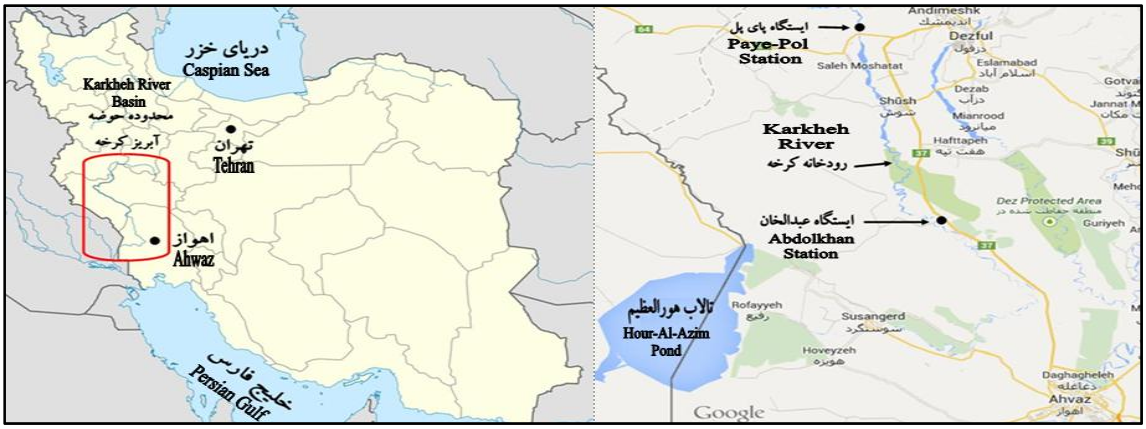
۱- دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات، باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، تهران، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: f.azarang@srbiau.ac.ir)
۲ - دانشیار گروه مهندسی عمران، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اهواز
۳- استاد گروه علوم و مهندسی آب، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات تهران
۴- استاد دانشکده علوم و مهندسی آب، دانشگاه شهید چمران، اهواز
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.48743

پایین‌دست رودخانه‌ها دارد. در سراسر جهان مطالعه شرایط رژیم هیدرولیکی رودخانه‌ها قبل و بعد از ساخت سد از موضوعات مهم قلمداد می‌شود. به طور نمونه، سانگ‌چوی و همکاران (۵) اثرات احداث سد هاپ‌چون را بر تغییر رژیم جریان رودخانه وانگ در کشور کره جنوبی را بررسی کردند، آن‌ها دریافتند که احداث سد موجب تغییرات مهمی در رژیم هیدرولیکی جریان در پایین‌دست شده است. مگیلیگان و همکاران (۹) در آمریکا تغییرات رژیم هیدرولوژیکی ناشی از احداث سدها بر رودخانه را مطالعه نمودند، تغییرات هیدروگراف در مقیاس‌های ماهانه و سالانه از اثرات احداث سدها بوده است. گراف (۷) بررسی اثرات هیدرولوژیکی سدهای بزرگ بر رودخانه‌های آمریکا را انجام داد، وی مقایسه‌ای بین جریان‌های طبیعی و تنظیم شده صورت داد و مقدار کاهش دبی‌ها را بین ۶۷ درصد تا ۹۰ درصد تعیین کرد. یان و همکاران (۱۴) تأثیر ساخت سد بر رژیم جریان در پایین-دست رودخانه زرد را بررسی کردند و دریافتند که کاهش شدیدی در جریان رودخانه با مقیاس‌های زمانی گوناگون ایجاد شده است. استیوفر و همکاران (۱۲) نیز اثرات جریان تنظیمی ناشی از احداث سد بر رودخانه یسینی کشور روسیه را مطالعه کردند و کاهش دبی متوسط سالیانه رودخانه را از اثرات ساخت سد معرفی کردند.

در کشور ما ایران با توجه به تغییرات اقلیمی و افزایش دما، کاهش شدید بارش‌های جوی و خشکسالی‌های اخیر شاهد تقلیل آب ورودی به مخازن سدها و پی‌آمد آن کم‌تر شدن آب رها شده از دریچه‌ها به سمت پایین‌دست می‌باشیم، لذا همواره ضرورت مطالعه و بررسی شرایط رژیم جریان رودخانه‌ها و متغیرهای هیدرولیکی آن‌ها به منظور تصمیم‌گیری در مدیریت کلان آب کشور احساس می‌شود. استان خوزستان در گذشته‌ای نه چندان دور دارای رودخانه‌های پرآبی مانند کارون، دز و کرخه بوده است که امروزه کمتر شاهد جریان‌های عظیم و سیل‌های بزرگ در حوضه‌های آبریز این رودخانه‌ها هستیم، که علت کاهش جریان‌های سطحی به علل ذکر شده است. استان خوزستان همواره در بخش‌های کشاورزی و صنعت پیشگام بوده است. با توجه به نیاز آبی و مصارف آب در بخش‌های مختلف استان خوزستان از جمله کشاورزی و صنعت لزوم استفاده‌ی بهینه از منابع آب موجود با توجه به کاهش میزان جریان رودخانه‌های مهم استان اجتناب‌ناپذیر است. رودخانه کرخه با توجه به تأمین آب شرب شهرهای مختلف، واحدهای صنعتی و کارخانجات و همچنین تأمین نیاز آب بخش کشاورزی و آبیاری طرح‌های عظیم کشاورزی خوزستان از جمله طرح ۳۴۰ هزار هکتاری (بخشی از طرح ۵۵۰ هزار هکتاری احیای زمین‌های استان‌های خوزستان و ایلام) دارای اهمیت فراوانی می‌باشد و لزوم شناخت شرایط جریان رودخانه کرخه در خصوص پیش‌بینی شرایط آینده‌ی آن و تأمین آب مورد نیاز پروژه‌ها امری مهم قلمداد می‌شود. به همین منظور برای درک بهتر شرایط موجود و بررسی مسأله، این تحقیق با هدف مقایسه شرایط جریان رودخانه کرخه در شرایط قبل و بعد از احداث سد مخزنی صورت می‌گیرد. با توجه به اهمیت فراوان رودخانه کرخه در تأمین آب استان خوزستان و تأثیرات گسترده و کاهش چشمگیر جریان این رودخانه با بهره‌برداری از سد مخزنی در پایین‌دست لزوم پژوهشی در زمینه‌ی اثرات احداث سد مخزنی کرخه بر شرایط جریان رودخانه به شدت احساس می‌شود، از این رو در این مقاله به بررسی شرایط جریان و پارامترهای هیدرولیکی رودخانه کرخه در شرایط قبل و بعد از ساخت سد مخزنی پرداخته شده است.

مواد و روش‌ها

حوضه آبریز کرخه یکی از حوضه‌های مهم کشور است که در بخش جنوب غربی قرار گرفته است. متوسط سالیانه ریزش‌های جوی در حوضه آبریز کرخه از ۳۰۰ تا ۸۰۰ میلی‌متر متغیر بوده به طوری که نیمی از کل بارندگی سالیانه در زمستان نازل شده و پس از آن بیشترین بارندگی مربوط به فصول پاییز و بهار می‌باشد.



شکل ۱- موقعیت حوضه آبریز کرخه در کشور (چپ) و بازه مورد مطالعه در تحقیق (راست)

Figure 1- Location of Karkheh Catchment in Iran (Left), Studied river reach of Karkheh (Right)

زیرحوضه‌های آن به نام‌های گاماسیاب، قره‌سو، سیمره، کشکان و کرخه پایینی می‌باشد (۸)، (۱۰). شکل ۱ موقعیت حوضه آبریز کرخه و بازه مورد مطالعه در تحقیق را نشان می‌دهد.

سد مخزنی کرخه

سد مخزنی کرخه یکی از بزرگترین سدهای خاکی دنیا بـه شـمار می‌رود. ایـن سـازه هیـدرولیکی عظـیم در اسـتان خوزسـتان و در ۲۱ کیلومتری شمال غربی شهرستان اندیمشک بر روی رودخانه کرخـه و در جوار رشته کوه‌های زاگرس واقع شده است. مشخصـات ایـن سـد بزرگ به صورت جدول ۱ اراده شده است.

این سد با سه هدف زیر ساخته شده است:

کنترل جریان‌های سیلابی رودخانه کرخه

تأمین آب مورد نیاز کشاورزی اسـتان خوزسـتان بـه وسـعت ۳۴۰ هزار هکتار

تأمین انرژی برق‌آبی به میزان ۹۳۴ گیگا وات ساعت در سال

شکل ۲ نمایی از سد مخزنی کرخه را نمایش می‌دهد.

جدول ۱- مشخصات سد مخزنی کرخه

Table 1- Characteristics of Karkheh Reservoir Dam

نوع سد Type of Dam	سال بهره‌برداری Utilization	طول تاج (متر) Length of Crest	ارتفاع از پی (متر) Height of the Dam Foundation	حجم کل مخزن (میلیارد مترمکعب) Total Volume of the Reservoir	ظرفیت تخلیه سرریز (مترمکعب بر ثانیه) Spillway Capacity	نوع سرریز Type of Spillway
خاکی با هسته رسی Fill Dam with Clay Core	1379	3030	127	5/3	18260	اوجی با شوت دریچه دار Ogee with Gate Chute

شکل ۲- نمایی از سد مخزنی کرخه

Figure 2- Karkheh Reservoir Dam

رودخانه کرخه

رودخانه کرخـه سـومین رود پـر آب ایـران بعـد از کـارون و دز و سومین رود طویل ایران بعد از کارون و سفیدرود مـی‌باشـد. سرشـاخه اصلی آن به نام‌های گاماسیاب، قره‌سو و کشکان است. طول رودخانـه کرخه ۱۰۸۸ کیلومتر و عرض متوسط آن بین ۱۵۰ تا ۲۰۰ متر متغیـر می‌باشد (۲).

بازه مورد مطالعه در تحقیق

بازه‌ای از رودخانه‌ی کرخه که در این تحقیق مـورد مطالعـه قـرار می‌گیرد در پایین‌دست سد مخزنی کرخه قرار گرفته است. این بازه به طول تقریبی ۹۴ کیلومتر می‌باشد کـه بـین ایسـتگاه‌هـای آب‌سـنجی پای‌پل و عبدالخان واقع شده است. ایستگاه آب‌سنجی پای‌پل در سال ۱۳۳۴ ساخته شده است و در ۱۳ کیلومتری پایین‌دسـت سـد مخزنـی کرخه قرار گرفته است. ارتفاع از سطح دریای ایـن ایسـتگاه ۱۰۸ متـر می‌باشد. این ایستگاه دارای تجهیزات اشل، لیمنیگراف و پل تلفریک است (۲). شکل ۳ نمایی از محل ایستگاه آب‌سنجی پای‌پـل را نشـان می‌دهد.

شکل ۳- ایستگاه آب‌سنجی پای‌پل در بالادست بازه مورد مطالعه
Figure 3- PayePol hydrometric station in upstream of studied river reach

ایستگاه آب‌سنجی عبدالخان در نزدیکی روستای عبدالخان در پایین‌دست بازه مورد مطالعه است که در سال ۱۳۴۴ احداث شده است. ارتفاع این ایستگاه از سطح دریا ۳۸/۵ متر می‌باشد و دارای تجهیزات اشل، لیمینیگراف و پل تلفریک است (۲). شکل ۴ ایستگاه آب‌سنجی عبدالخان در پایین‌دست بازه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

شکل ٤- ایستگاه آب‌سنجی عبدالخان در پایین‌دست بازه مورد مطالعه
Figure 4- Abdolkhan hydrometric station in downstream of studied river reach

دوره شبیه‌سازی در این تحقیق دو دوره‌ی ۱۲ ساله درنظر گرفته شده است. ۱۲ سال قبل از احداث سد مخزنی یعنی از سال آبی ۶۵-۱۳۶۴ تا ۷۶-۱۳۷۵ و دوره ۱۲ ساله‌ی بعد از ساخت سد کرخه که از سال آبی ۸۱-۱۳۸۰ تا ۹۲-۱۳۹۱ می‌باشد.

مدل ریاضی مورد استفاده در پژوهش:

مدلی که در این تحقیق به کار رفته است مدل HEC-RAS می‌باشد. این مدل یک شبیه‌ساز ریاضی است که می‌تواند به منظور انجام محاسبات هیدرولیکی رودخانه‌ها به‌کار گرفته شود. این نرم‌افزار توسط مهندسین ارتش آمریکا توسعه یافته است. در حال حاضر این مدل دارای قابلیت‌های شبیه‌سازی جریان ماندگار، متغیر، کنترل کیفیت آب و انتقال رسوبات می‌باشد. معادلات حاکم بر جریان ماندگار در مدل HEC-RAS شامل:

معادله انرژی برای محاسبه پروفیل سطح آب است که مطابق با رابطه‌ی (۲) است:

$$Z_2 + Y_2 + \frac{\alpha_2 V_2^2}{2g} = Z_1 + Y_1 + \frac{\alpha_1 V_1^2}{2g} + h_e \qquad (۱)$$

Y_1, Y_2 = عمق آب

V_1, V_2 = سرعت متوسط

α_1, α_2 = ضرایب تصحیح سرعت

g = شتاب ثقل

h_e = افت انرژی

مراحل انجام شبیه‌سازی جریان در مدل HEC-RAS را می‌توان به صورت گام‌های زیر بیان کرد:

وارد کردن داده‌های هندسی رودخانه

وارد کردن داده‌های جریان و شرایط مرزی رودخانه

انجام محاسبات هیدرولیکی

مشاهده نتایج شبیه‌سازی

در این تحقیق از اطلاعات هندسی ۱۳۸ مقطع عرضی در طول مسیر رودخانه کرخه در پایین‌دست سد استفاده شده است. فاصله مقاطع از یکدیگر به طور متوسط ۶۸۰ متر بوده است. شماره‌گذاری مقاطع براساس نقشه‌های اصلی از شماره‌ی ۲۲۸ (مقطع ایستگاه پای‌پل) تا شماره‌ی ۹۱ (مقطع ایستگاه عبدالخان) در مدل HEC-RAS در نظر گرفته شده است.

برآورد ضریب زبری مانینگ:

ضریب زبری مانینگ عامل مقاومت در مقابل جریان است. در رودخانه‌ها در اثر حرکت مصالح بستر، فرم بستر تشکیل می‌شود که بر مقدار زبری تأثیرگذار است. در چنین مجاری‌ای عامل مقاومت ناشی از اندازه‌ی ذرات و فرم تشکیل شده‌ی بستر می‌باشد. همچنین علاوه بر این دو، هر نوع عاملی مثل پیچ و خم رودخانه‌ها، پوشش گیاهی، تغییر مقطع رودخانه و غیره در میزان آن مؤثر است. برآورد مقدار ضریب زبری مانینگ برای یک رودخانه مقوله‌ای است که نیازمند مهارت و تجربه کافی در این زمینه است (۴). در این تحقیق ابتدا مقادیری اولیه‌ای برای ضریب زبری طبق جدول ۲ براساس روابط تجربی برآورد گردید. سپس با توجه به محدوده مجاز تغییرات ضریب زبری مانینگ برای رودخانه کرخه و استفاده از تحقیق‌های گذشته صورت گرفته و انطباق مقادیر سطح آب محاسباتی و مشاهداتی در محل ایستگاه آب‌سنجی عبدالخان، مقادیر ضریب زبری مانینگ برای مجرای اصلی رودخانه کرخه ۰/۰۲۵۲ و برای دشت‌های سیلابی ۰/۰۴۴ در نظر گرفته شد.

جدول ۲- روش‌های تجربی برآورد ضریب زبری مانینگ

Table 2- Manning roughness coefficient estimated by various empirical formulas

نام روش Name of Method	فرمول روش Formula of Method	واحد اندازه‌گیری Unit of Measure	مقدار برآورد شده Estimated Value
1923 Strickler استریکلر	$(D50^{1/6})/21.1$	میلی‌متر mm	0.021
1948 Muller مولر	$(D90^{1/6})/26$	متر m	0.037
1938 Keulegan1 کولیگان ۱	$(D50^{1/6})/46.9$	فوتft	0.012
1949 Keulegan2 کولیگان۲	$(D90^{1/6})/49$	فوت ft	0.013
1949 Keulegan3 کولیگان۳	$(D65^{1/6})/29.3$	فوت ft	0.019
1953 Lane & Carlson لین و کارلسون	$(D75^{1/6})/39$	اینچ in	0.023

انتخاب دبی‌های مشخصه

به منظور مقایسه شرایط رژیم جریان رودخانه کرخه قبل و بعد از احداث سد مخزنی، از دبی‌هایی در طول دوره شبیه‌سازی استفاده شد. بدین صورت که از آمار و اطلاعات آبدهی رودخانه کرخه در محل ایستگاه آب‌سنجی پای‌پل که در بالادست بازه مورد مطالعه قرار دارد، استفاده شد. براساس یک آنالیز آماری دبی‌هایی به عنوان دبی‌های مشخصه در نظر گرفته شد. این دبی‌ها به عنوان نماینده‌ای برای شرایط دبی رودخانه کرخه در دوره قبل و بعد از ساخت سد می‌باشد. مقادیر این دبی‌های در نظر گرفته شده به صورت جدول‌های ۳ و ۴ آورده شده است.

جدول ۳- دبی‌های مشخصه رودخانه کرخه قبل از احداث سد مخزنی

Table 3- Defined discharges of PayePol Station on Karkheh River before reservoir dam construction

دبی مشخصه Defined Discharge (m^3/s)					
حداقل Minimum	نما Mode	میانه Median	متوسط Mean	متوسط+انحراف معیار Mean+Standard Deviation	ماکزیمم Maximum
16	70	117	220	492	4440

جدول ٤- دبی‌های مشخصه رودخانه کرخه بعد از احداث سد مخزنی

Table 4- Defined discharges of PayePol Station on Karkheh River after reservoir dam construction

دبی مشخصه Defined Discharge (m^3/s)						
حداقل Minimum	متوسط-انحراف معیار Deviation Mean-Standard	میانه Median	متوسط Mean	نما Mode	متوسط+انحراف معیار Mean+Standard Deviation	حداکثر Maximum
5	18	74	94	101	170	553

با مقایسه مقادیر دبی‌های مشخصه در جدول‌های ۳ و ۴ به خوبی می‌توان کاهش شدید مقدار دبی‌ها را مشاهده نمود.

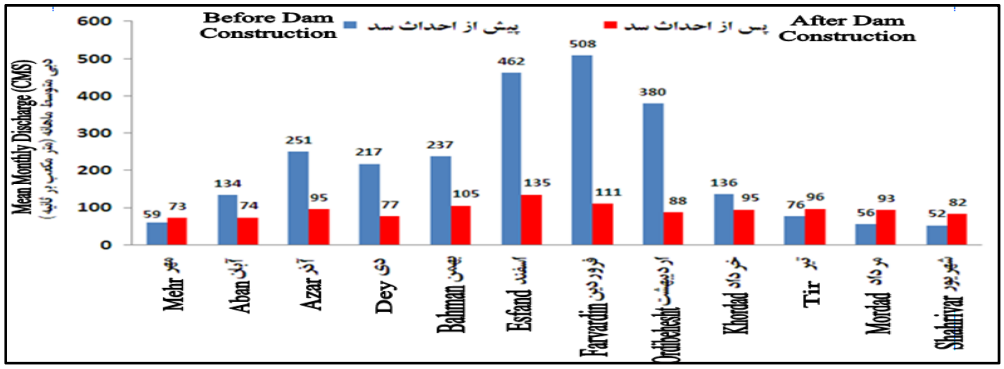
به منظور انجام شبیه‌سازی جریان در حالت ماندگار، سه دبی مشخصه‌ی حداکثر، متوسط و حداقل به عنوان نماینده‌ی شرایط جریان رودخانه کرخه انتخاب گردید و به ازای این دبی‌ها مدل HEC-RAS برای رودخانه کرخه در بازه مورد نظر به صورت جریان دائمی اجرا گردید. خروجی‌های پروفیل سطح آب، پارامترهای هیدرولیکی جریان و سایر نتایج بخش رژیم جریان در مدل HEC-

RAS برای شرایط قبل و بعد از احداث سد حاصل گردید و مورد بررسی و تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

نتیجه‌گیری و بحث

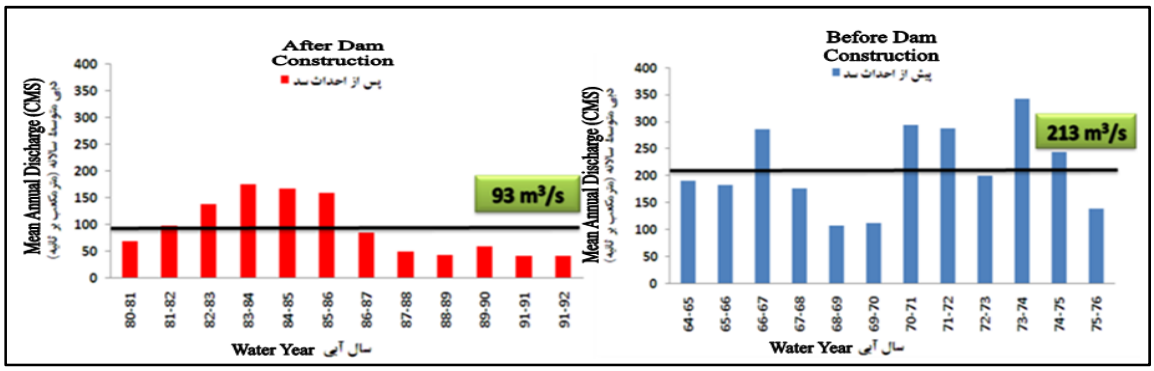
آبدهی ماهانه و سالیانه

با بهره‌برداری از سد مخزنی کرخه جریان این رودخانه از حالت طبیعی به تنظیمی تغییر یافت. کاهش میزان آبدهی متوسط ماهانه در بیشتر فصول سال، تقلیل دبی متوسط سالیانه در ایستگاه‌های آب‌سنجی و کاهش شدید در میزان دبی حداکثر لحظه‌ای از ویژگی‌های شرایط بعد از احداث سد مخزنی کرخه می‌باشد. شکل‌های ۵، ۶ و ۷ میزان این کاهش‌ها را نمایش می‌دهد.



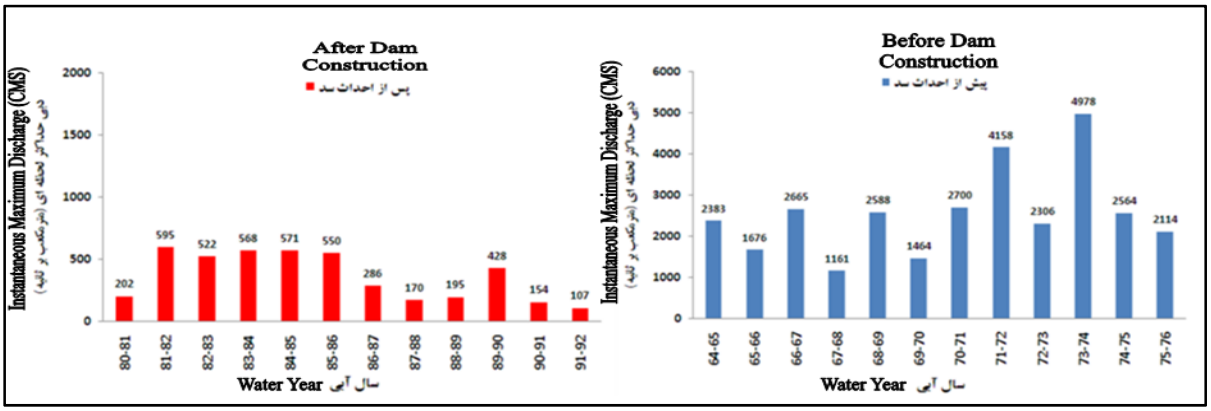
شکل ۵- متوسط آبدهی ماهانه رودخانه کرخه در ایستگاه پای‌پل قبل و بعد از ساخت سد مخزنی

Figure 5- Mean monthly discharge of PayePol Station before and after Karkheh Dam construction



شکل ٦- متوسط آبدهی سالیانه رودخانه کرخه در ایستگاه پای‌پل قبل و بعد از ساخت سد مخزنی

Figure 6- Mean annual discharge of PayePol Station before and after Karkheh Dam construction



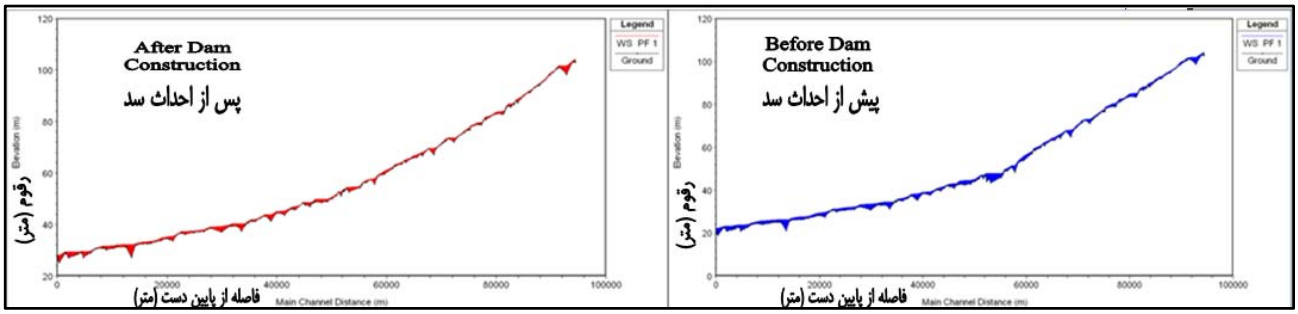
شکل ۷- حداکثر آبدهی لحظه‌ای رودخانه کرخه ایستگاه پای‌پل قبل و بعد از ساخت سد مخزنی

Figure 7- Instantaneous maximum discharge of PayePol Station before and after Karkheh Dam construction

براساس شکل ۵ می‌توان نتیجه گرفت که در اثر ساخت سد مخزنی کرخه در سه فصل پاییز، زمستان و بهار میزان دبی متوسط ماهانه رودخانه کرخه در محل ایستگاه آب‌سنجی پای‌پل کاهش چشمگیری را نشان می‌دهد، اما در فصل تابستان شاهد افزایش دبی متوسط ماهانه بوده‌ایم که دلیل آن جبران کمبود میزان آب در پایین‌دست سد با باز نمودن دریچه‌های سد در زمان‌های مورد نظر است که این امر از اهداف اصلی ساخت سد مخزنی کرخه می‌باشد. با توجه به شکل ۶ و مقایسه متوسط دبی سالیانه قبل و بعد از ساخت سد ملاحظه می‌شود که متوسط سالیانه در دوره‌ی ۱۲ ساله‌ی شبیه‌سازی قبل از احداث سد ۲۱۳ مترمکعب برثانیه و برای دوره‌ی ۱۲ ساله‌ی بعد از ساخت سد ۹۳ مترمکعب برثانیه بوده است و مقدار ۱۲۰ مترمکعب برثانیه کاهش در مقایسه متوسط‌های مذکور مشاهده می‌شود. رودخانه کرخه سومین رود بزرگ کشور از نظر آبدهی می‌باشد و دارای سیلاب‌های مخرب و شدیدی پیش از احداث سد مخزنی کرخه بوده است، با بررسی شکل ۷ مشاهده می‌گردد که دبی حداکثر لحظه‌ای رودخانه کرخه در ایستگاه آب‌سنجی پای‌پل دچار افت شدیدی با بهره‌برداری از سد مخزنی شده است، که دلیل اصلی آن تبدیل جریان طبیعی رودخانه کرخه به جریان تنظیمی بوده است.

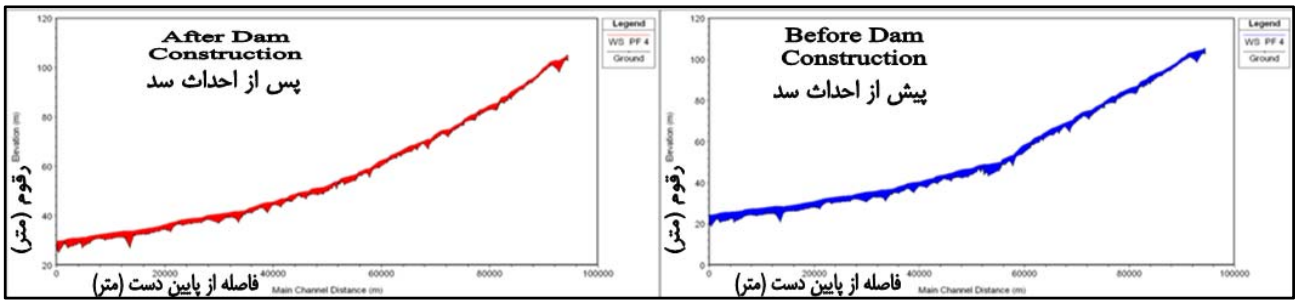
پروفیل سطح آب

برآورد تراز سطح آب رودخانه به ازای دبی‌های مختلف یکی از مهم‌ترین خروجی‌های نرم افزار HEC-RAS در بخش هیدرولیک جریان می‌باشد. آگاهی از ارتفاع سطح آب رودخانه در مناطق مختلف آن به منظور طراحی سازه‌های هیدرولیکی، پهنه‌بندی سیلاب رودخانه، تأمین آب مورد نیاز کشاورزی و طراحی ایستگاه‌های پمپاژ دارای اهمیت زیادی می‌باشد. با توجه به بهره‌برداری از سد مخزنی کرخه در سال ۱۳۷۹ و تغییر محسوس در جریان رودخانه کرخه، پیش‌بینی تغییرات تراز سطح آب رودخانه در بخش‌های مختلف بیش از پیش دارای اهمیت شده است. در این بخش از نتایج تحقیق، تراز سطح آب در مقاطع مختلف بازه مورد مطالعه به ازای دبی‌های مشخصه‌ی حداکثر، متوسط و حداقل برای شرایط قبل و بعد از احداث سد آورده شده است. شکل‌های ۸، ۹ و ۱۰ این پروفیل‌ها را نمایش می‌دهد. لازم به توضیح است که در کلیه شکل‌های مقاله، متغیر آبی رنگ مربوط به شرایط قبل از ساخت سد (شرایط طبیعی جریان رودخانه کرخه) و متغیر قرمز رنگ در شرایط بعد از احداث سد (شرایط تنظیمی جریان رودخانه کرخه) می‌باشد.



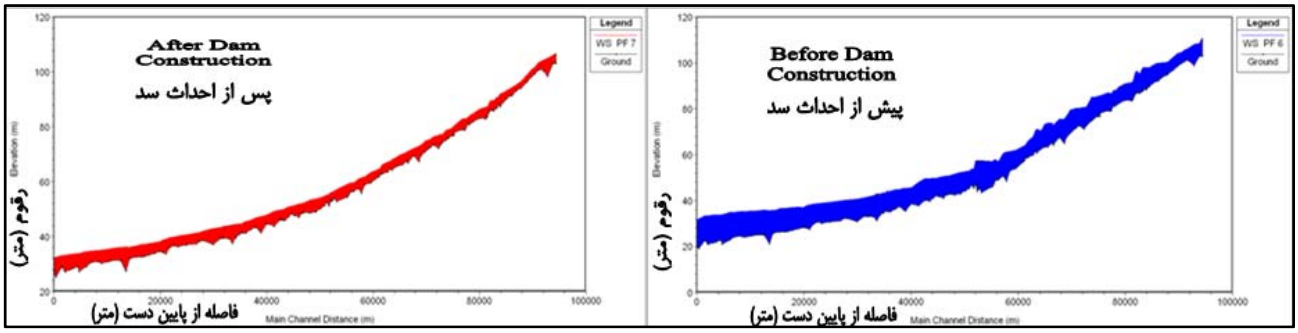
شکل ۸- پروفیل سطح آب رودخانه کرخه به ازای دبی مشخصه حداقل قبل و بعد از احداث سد مخزنی

Figure 8- Water level profiles of Karkheh River for minimum defined discharge



شکل ۹- پروفیل سطح آب رودخانه کرخه به ازای دبی مشخصه متوسط قبل و بعد از احداث سد مخزنی

Figure 9- Water level profile of Karkheh River for mean defined discharge

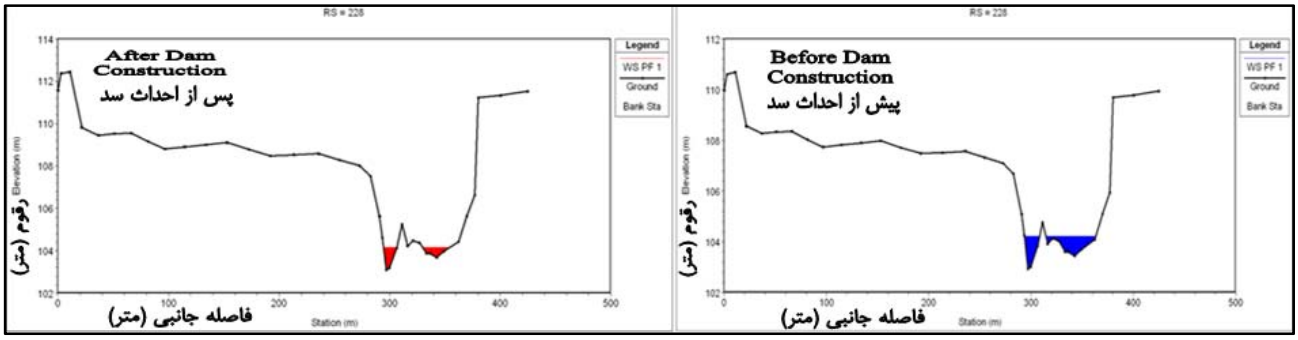


شکل ۱۰- پروفیل سطح آب رودخانه کرخه به ازای دبی مشخصه حداکثر قبل (آبی رنگ) و بعد (قرمز رنگ) از احداث سد مخزنی

Figure 10- Water level profile of Karkheh River for maximum defined discharge

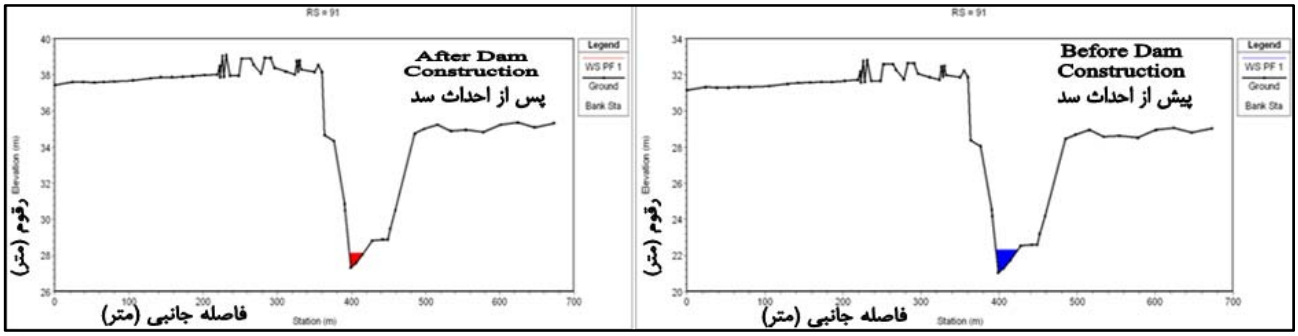
همان طور که در پروفیل‌های سطح آب (شکل‌های ۸، ۹ و ۱۰) به ازای دبی های مشخصه‌ی مختلف دیده می‌شود تفاوت چشمگیری در تراز شرح آب در مقاطع عرضی مختلف رودخانه وجود دارد. با توجه به طول مسیر رودخانه کرخه در بازه مورد مطالعه که ۹۴ کیلومتر بوده است کاهش تراز سطح آب برای شرایط بعد از ساخت سد به خوبی مشهود است. البته در دبی مشخصه حداقل به علت نزدیک بودن مقادیر این دبی‌ها تفاوت زیادی بین تراز سطح آب قبل و بعد وجود نداشته است، ولی در مورد دبی‌های مشخصه‌ی متوسط و حداکثر قبل و بعد از سد این اختلاف سطح آب در مقاطع عرضی مختلف در مسیر رودخانه کرخه بسیار بیشتر بوده است. بدون شک با توجه به این میزان کاهش در تراز سطح آب مشکلات عدیده‌ای در بهره‌برداری از رودخانه کرخه برای مصارف مختلف ایجاد شده است که از جمله می‌توان به جلوگیری از کشت تابستانه در زمین‌های کشاورزی استان در سال‌های اخیر اشاره کرد.

سطح آب در محل مقاطع عرضی ایستگاه‌های آب‌سنجی پای‌پل (مقطع شماره ۲۲۸) و عبدالخان (مقطع شماره ۹۱) نیز به ازای دبی‌های مشخصه‌ی حداکثر، متوسط و حداقل برای شرایط قبل و بعد از احداث سد محاسبه شده است، که به صورت شکل‌های ۱۱ تا ۱۶ ارائه شده است.



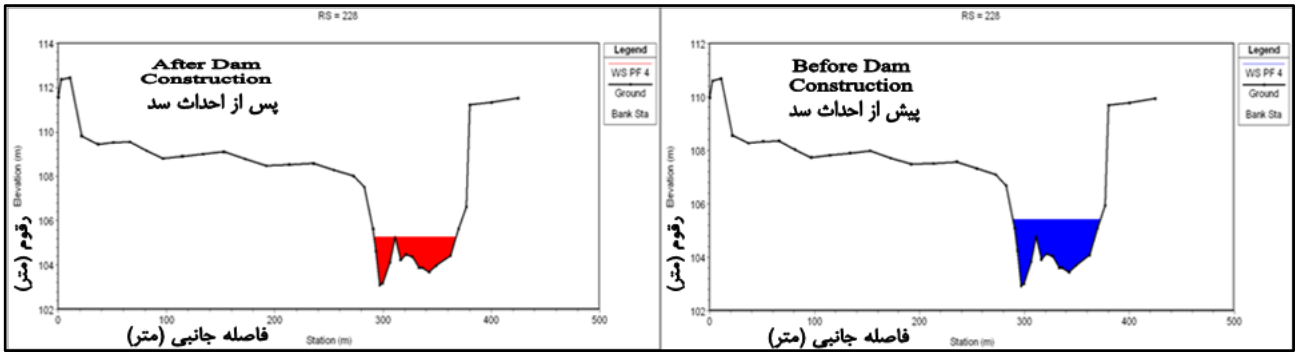
شکل ۱۱- تراز سطح آب رودخانه کرخه به ازای دبی مشخصه حداقل قبل و بعد از احداث سد مخزنی در مقطع پای‌پل

Figure 11- Water level of PayePol Cross Section for minimum defined discharge



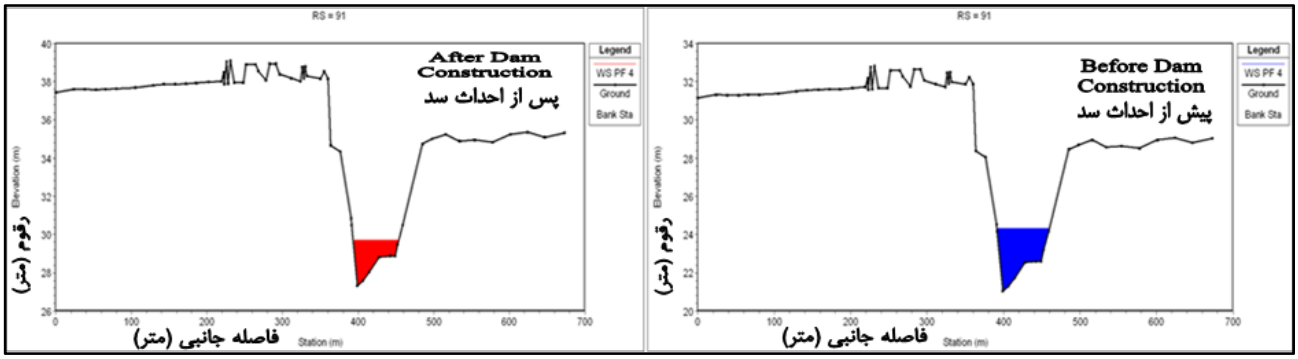
شکل ۱۲- تراز سطح آب رودخانه کرخه به ازای دبی مشخصه حداقل قبل و بعد از احداث سد مخزنی در مقطع عبدالخان

Figure 12- Water level of Abdolkhan Cross Section for minimum defined discharge



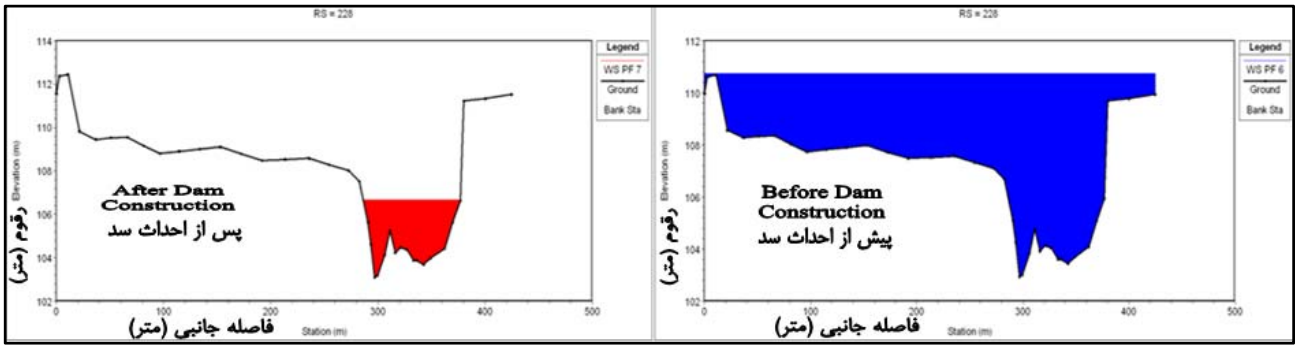
شکل۱۳- تراز سطح آب رودخانه کرخه به ازای دبی مشخصه متوسط قبل و بعد از احداث سد مخزنی در مقطع پای‌پل

Figure 13- Water level of PayePol Cross Section for mean defined discharge



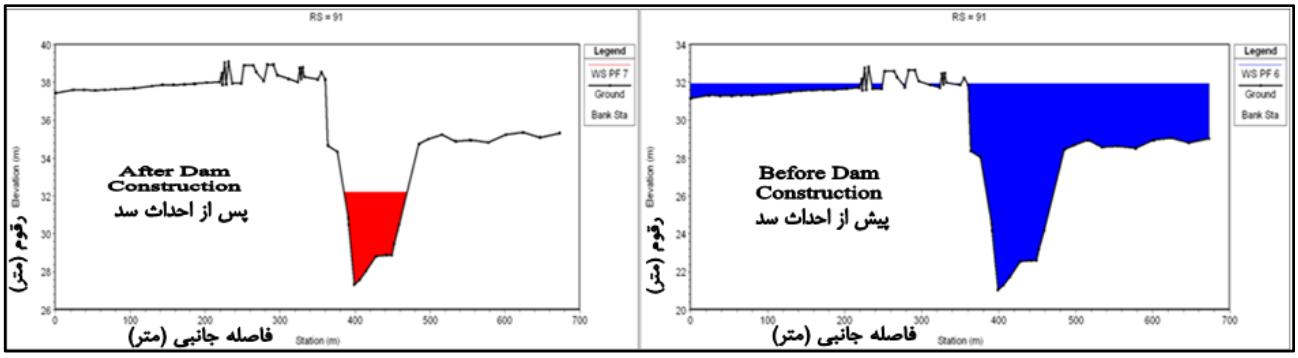
شکل ۱٤- تراز سطح آب رودخانه کرخه به ازای دبی مشخصه متوسط قبل و بعد از احداث سد مخزنی در مقطع عبدالخان

Figure 14- Water level of Abdolkhan Cross Section for mean defined discharge



شکل ۱۵- تراز سطح آب رودخانه کرخه به ازای دبی مشخصه حداکثر قبل و بعد از احداث سد مخزنی در مقطع پای‌پل

Figure 15- Water level of PayePol Cross Section for maximum defined discharge



شکل ۱٦- تراز سطح آب رودخانه کرخه به ازای دبی مشخصه حداکثر قبل و بعد از احداث سد مخزنی در مقطع عبدالخان

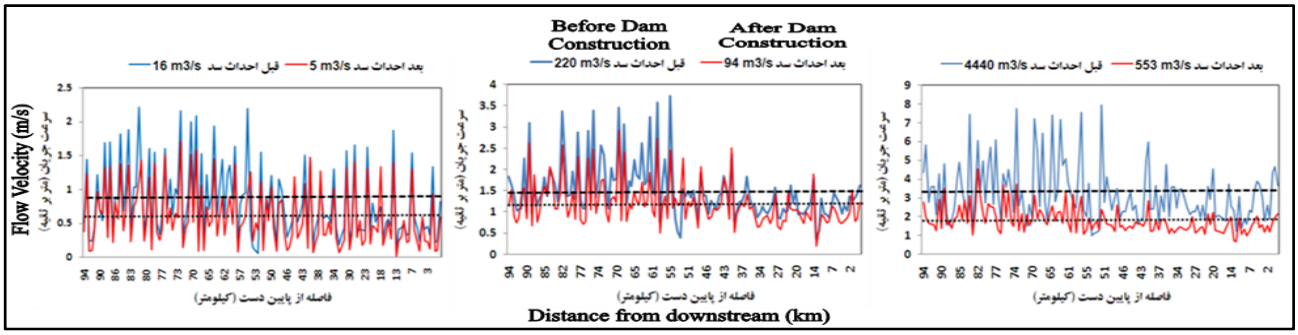
Figure 16- Water level of Abdolkhan Cross Section for maximum defined discharge

به دست آوردن تراز سطح آب در مناطق مختلف رودخانه‌ها از اهمیت زیادی برخوردار است، آبگیری از رودخانه برای تأمین آب جهت مصارف مختلف یکی از موارد مهم کاربردی آگاهی از سطح آب در مقاطع عرضی رودخانه می‌باشد. در رودخانه کرخه در بازه مورد مطالعه دو مقطع عرضی محل ایستگاه‌های پای‌پل در بالادست و عبدالخان در پایین‌دست به عنوان مقاطع شاخص انتخاب گردیدند و به ازای دبی‌های مختلف سطح آب در آن‌ها مورد ارزیابی قرار گرفت. در مورد دبی مشخصه حداقل مقطع پای‌پل در اثر کاهش شدید جریان به حالت رودخانه شریانی (جزیره‌ای) تبدیل شده است. همچنین در مورد دبی حداکثر رودخانه کرخه برای شرایط قبل از ساخت سد مخزنی، دشت‌های سیلابی نیز تحت تأثیر جریان قرار گرفته است. با احداث سد مخزنی کرخه در مقاطع عرضی آسیب‌پذیر مشکل غرقاب شدن دشت‌های سیلابی و زمین‌های اطراف رودخانه برطرف شده است، هرچند که با توجه به کم‌آبی‌های اخیر و خشکسالی شدید در سطح حوضه آبریز کرخه در صورت نبودن سد مخزنی نیز بدون شک رودخانه کرخه در عبور جریان از مقطع اصلی دچار مشکل نمی‌شد و دشت‌های سیلابی نیز تحت تأثیر قرار نمی‌گرفت.

پارامترهای هیدرولیکی رودخانه کرخه

مدل HEC-RAS دارای خروجی‌های مختلفی در بخش هیدرولیک جریان می‌باشد، در این پژوهش برخی از کمیت‌های جریان مانند سرعت، مساحت جریان، عرض سطح آب، عمق هیدرولیکی، تنش برشی و شعاع هیدرولیکی به عنوان پارامترهای شاخص مورد توجه قرار گرفت. این متغیرها برای دبی‌های مشخصه‌ی مختلف در شرایط قبل و بعد از احداث سد مخزنی و در کلیه مقاطع عرضی مسیر رودخانه توسط نرم‌افزار HEC-RAS محاسبه گردید و برای هریک از این پارامترها منحنی تغییرات، در دوره شبیه‌سازی قبل و بعد از ساخت سد ترسیم شد. با توجه به این منحنی‌ها، تغییرات در مقاطع عرضی مختلف و تأثیر بهره‌برداری از سد مخزنی کرخه به خوبی قابل مشاهده و ارزیابی است. در هر منحنی دو خط که نشان دهنده‌ی متوسط آن کمیت در طول مسیر رودخانه است، ترسیم شده است که نقطه‌چین بزرگتر مربوط به شرایط بعد از احداث سد می‌باشد.

سرعت جریان آب در رودخانه یک پارامتر بسیار مهم می‌باشد که تأثیر مستقیم بر الگوی فرسایش و رسوب‌گذاری رودخانه در مقاطع مختلف دارد. سرعت جریان رودخانه کرخه تابعی از دبی، شیب مجرای رودخانه، شکل هندسی مقطع عرضی و غیره است. همان طور که در شکل ۱۷ مشاهده می‌شود به ازای افزایش دبی جریان رودخانه کرخه سرعت نیز افزوده می شود و تفاوت قابل توجهی بین سرعت متوسط جریان رودخانه کرخه در مقاطع مختلف برای شرایط قبل و بعد از ساخت سد مخزنی کرخه وجود دارد.

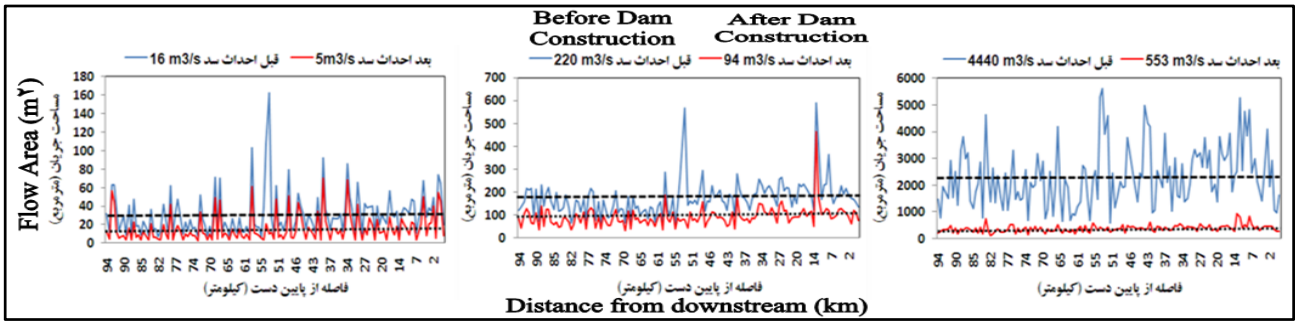


شکل ۱۷- منحنی تغییرات سرعت جریان در مقاطع مختلف به ازای دبی‌های مشخصه قبل و بعد از ساخت سد مخزنی

Figure 17- Flow velocity of Karkheh River in all cross sections for defined discharges before and after Karkheh Dam construction

با توجه به تنظیم و تثبیت شدن دبی رودخانه کرخه بعد از احداث سد مخزنی و پی‌آمد آن کاهش میزان سرعت جریان در بخش‌های پایین‌دست رودخانه انتظار رسوب‌گذاری در مقاطع مختلف رودخانه کرخه وجود دارد که این مسأله باعث بروز مشکلات فراوانی در مقاطع مختلف رودخانه می‌گردد. به دلیل تبدیل جریان رودخانه کرخه از حالت طبیعی به حالت تنظیمی و مصنوعی و بررسی آمار و اطلاعات رودخانه کرخه در محل ایستگاه‌های آبسنجی از جمله ایستگاه پای‌پل، شاهد کاهش سرعت جریان در این منطقه از رودخانه هستیم و مشکلاتی در این زمینه به وجود آمده است که ایجاد جزایر رسوبی، کاسته شدن از مقطع عرضی رودخانه و ایجاد مشکلات در سیستم‌های آبرسانی و ایستگاه‌های پمپاژ از جمله‌ی این مشکلات است.

سطح مقطع جریان یا مساحت جریان نیز تابع مستقیمی از دبی رودخانه کرخه بوده است و به خوبی در شکل ۱۸ ملاحظه می‌شود که در دبی مشخصه حداکثر قبل از ساخت سد نسبت به بعد از سد تفاوت معناداری وجود دارد.

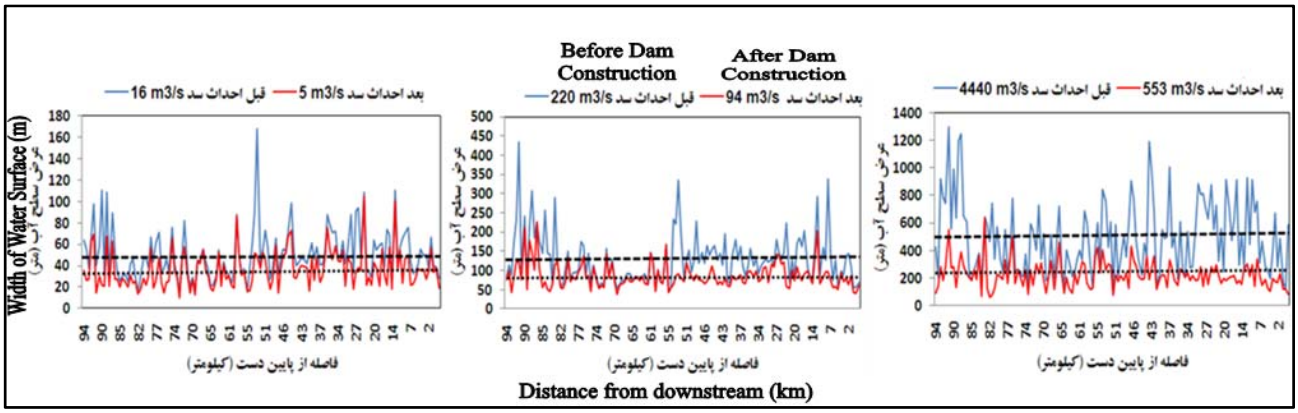


شکل ۱۸- منحنی تغییرات مساحت جریان در مقاطع مختلف به ازای دبی‌های مشخصه قبل و بعد از ساخت سد مخزنی

Figure 18- Flow area of Karkheh River in all cross sections for defined discharges before and after Karkheh Dam construction

قبل از بهره‌برداری از سد کرخه، بدون شک در جریان‌های سیلابی مناطق اطراف رودخانه کرخه دچار آبگرفتگی می‌شده است و دشت‌های سیلابی برای رد کردن سیل تحت تأثیر قرار می‌گرفت اما با ساخت سد مخزنی کرخه این مشکل برطرف شد و از طرفی کاهش بارش‌های جوی در سطح حوضه و عدم تغذیه رواناب‌های سطحی موجب کم شدن شدیدتر سطح مقطع جریان در سال‌های اخیر شده است.

عرض سطح آب به عنوان پارامتری از وضعیت هندسی مقطع عرضی رودخانه در نظر گرفته می‌شود که نشان دهنده‌ی عرض سیل‌گیر مقطع عرضی است. به بیان دیگر این متغیر نشان می‌دهد که در اثر دبی عبوری از مقطع مورد نظر چه عرضی از رودخانه و سواحل تحت تأثیر قرار می‌گیرند. عرض سطح آب رودخانه کرخه تأثیر مستقیم بر عمق هیدرولیکی مقطع عرضی رودخانه دارد. شکل ۱۹ اختلاف عرض‌های سطح آب رودخانه کرخه در مقاطع مختلف برای دبی‌های مشخصه را نشان می‌دهد.

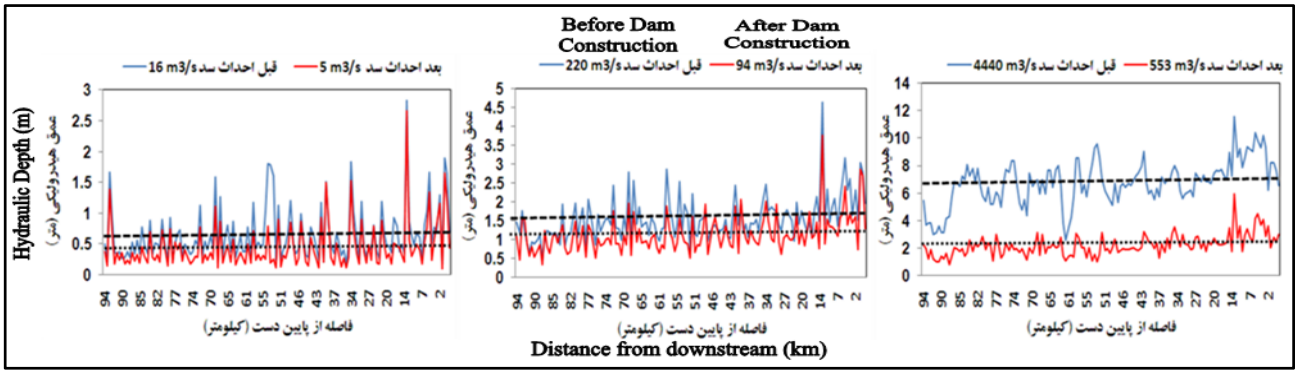


شکل ۱۹- منحنی تغییرات عرض سطح آب جریان در مقاطع مختلف به ازای دبی‌های مشخصه قبل و بعد از ساخت سد مخزنی

Figure 19- Width of water surface of Karkheh River in all cross sections for defined discharges before and after Karkheh Dam construction

قبل از احداث سد مخزنی کرخه با ایجاد جریان‌های سیلابی در رودخانه کرخه همواره شاهد آبگرفتگی مناطق و شهرهای اطراف رودخانه بوده‌ایم و در اثر ساخت سد این مشکل مرتفع شد. چالش امروز رودخانه کرخه خشکسالی‌های اخیر کشور به خصوص در منطقه خوزستان بوده است که با احداث سد مخزنی این مشکلات برای رودخانه حادتر شده است. به بیان دیگر می‌توان براساس نتایج این تحقیق ادعا کرد که کمبود بارندگی، خشکسالی و تأثیر وجود سد مخزنی کرخه به شدت پایین‌دست رودخانه کرخه را تا محل اتصال به تالاب هورالعظیم تحت تأثیر قرار داده است.

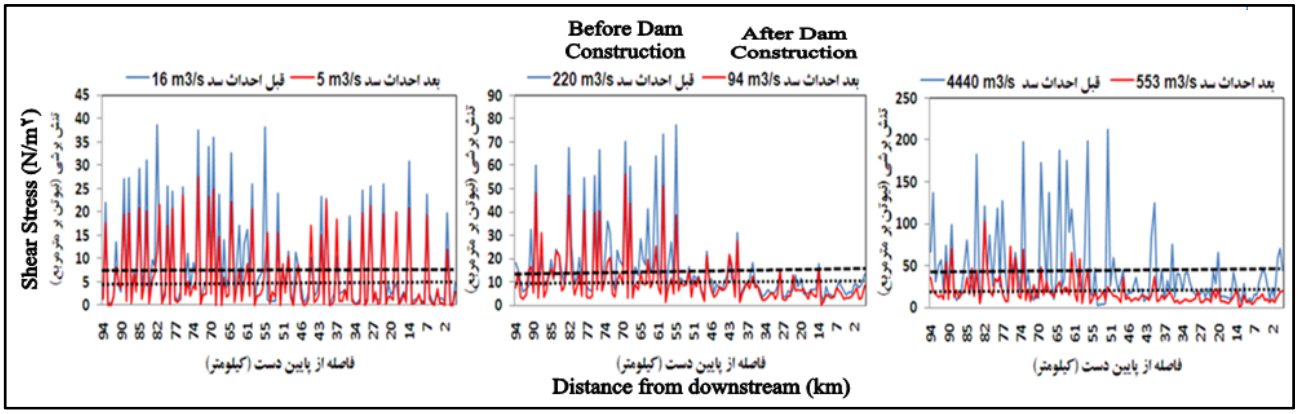
تفاوت عمق هیدرولیکی در مقاطع عرضی مختلف رودخانه کرخه نیز به ازای دبی‌های مشخصه برای شرایط قبل و بعد از ساخت سد قابل توجه بوده است (شکل ۲۰).



شکل ۲۰- منحنی تغییرات عمق هیدرولیکی در مقاطع مختلف به ازای دبی‌های مشخصه قبل و بعد از ساخت سد مخزنی

Figure 20- Hydraulic depth of Karkheh River in all cross sections for defined discharges before and after Karkheh Dam construction

هنگامی که آب در رودخانه جریان دارد نیرویی در جهت حرکت آب به سطح بستر مجرای رودخانه اثر می کند این نیرو به طور ساده نیروی کشش آب در محیط مرطوب است و مقدار آن در واحد سطح به عنوان تنش برشی شناخته می‌شود. تنش برشی تابعی از وزن مخصوص آب، شعاع هیدرولیکی رودخانه و شیب مجرا می‌باشد. به دلیل رابطه مستقیم تنش برشی و آستانه حرکت ذرات رسوبی، این پارامتر در مباحث هیدرولیک رسوب از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. شکل ۲۱ به خوبی میزان تغییرات تنش برشی مسیر رودخانه کرخه به ازای دبی‌های مختلف را نشان می‌دهد.

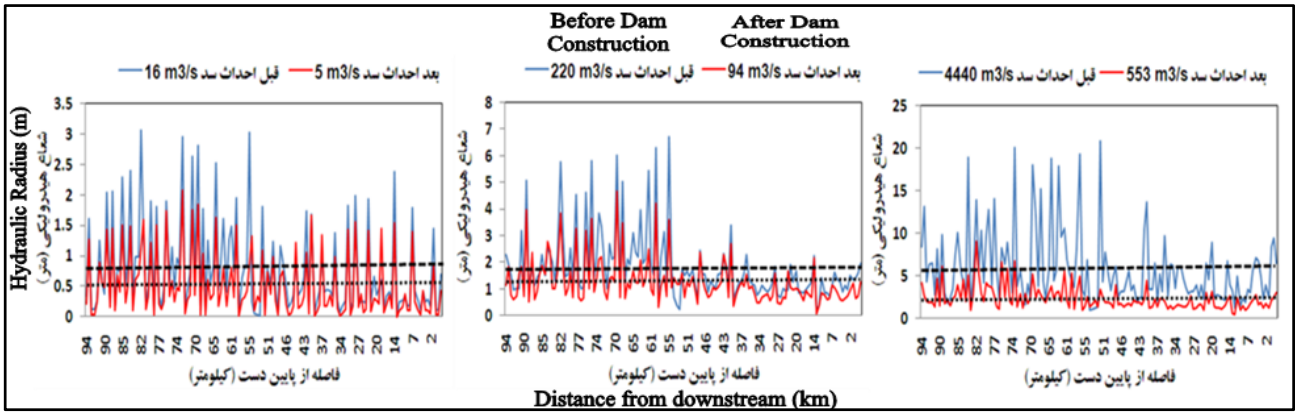


شکل ۲۱- منحنی تغییرات تنش برشی در مقاطع مختلف به ازای دبی‌های مشخصه قبل و بعد از ساخت سد مخزنی

Figure 21- Shear stress of Karkheh River in all cross sections for defined discharges before and after Karkheh Dam construction

شعاع هیدرولیکی از مهم‌ترین پارامترهای هیدرولیکی رودخانه است و در کانال‌های عریض که نسبت عرض کف مجرا به عمق جریان بیشتر از ۱۰ باشد مانند رودخانه‌ها به عنوان عمق جریان فرض می‌شود. رودخانه کرخه چون دارای عرض سطح آب نسبتاً زیادی می‌باشد و در نتیجه دارای پیرامون تر شده بالایی نیز است به همین دلیل شعاع هیدرولیکی آن معمولا کم است. شکل ۲۲ تغییرات شعاع هیدرولیکی رودخانه کرخه در مقاطع مختلف به ازای دبی‌های مشخصه حداقل، متوسط و حداکثر را برای شرایط قبل و بعد از ساخت سد نشان می‌دهد.

چون پارامترهای هیدرولیکی همگی به نوعی وابسته به دبی جریان رودخانه هستند و از طرفی با توجه به احداث سد و تبدیل جریان طبیعی رودخانه به تنظیمی و کاهش شدید میزان جریان ورودی به پایین دست سد، در نتیجه کلیه پارامترها دچار کاهش شده اند. با توجه به بررسی منحنی‌های پارامترهای رودخانه کرخه، می‌توان میزان درصد تغییرات شرایط قبل و بعد از احداث سد مخزنی را در طول مسیر رودخانه تعیین کرد. تحلیل مقدار تغییرات این پارامترها به صورت جدول ۵ است.



شکل ۲۲- منحنی تغییرات شعاع هیدرولیکی در مقاطع مختلف به ازای دبی‌های مشخصه قبل و بعد از ساخت سد مخزنی

Figure 22- Hydraulic radius of Karkheh River in all cross sections for defined discharges before and after Karkheh Dam construction

جدول ۵- درصد مقادیر تغییر پارامترهای هیدرولیکی در مقاطع عرضی رودخانه کرخه برای دبی‌های مشخصه حداقل، متوسط و حداکثر قبل و بعد از ساخت سد

Table 5- Percent values of hydraulic parameters of Karkheh River in all cross sections for maximum, mean and minimum defined discharges before and after Karkheh Dam construction

نام کمیت Parameter Name	درصد میزان کاهش کمیت در شرایط بعد از ساخت سد نسبت به شرایط قبل ساخت سد Percent Reduction of Parameter in After Condition Ratio Before Condition		
	دبی مشخصه حداقل Minimum Defined Discharge	دبی مشخصه متوسط Mean Defined Discharge	دبی مشخصه حداکثر Maximum defined Discharge
Flow Velocity (m/s) سرعت جریان	27	20	43
Flow Area (m^2) مساحت جریان	45	47	84
Width of Water Surface (m) عرض سطح آب	29	33	55
Hydraulic Depth (m) عمق هیدرولیکی	32	26	67
Shear Stress (N/m^2) تنش برشی	29	26	67
Hydraulic Radius (m) شعاع هیدرولیکی	33	28	59

مقادیر درصد تغییرات جدول ۵ براساس متوسط میزان تغییرات از کلیه‌ی مقاطع عرضی رودخانه کرخه در بازه مورد مطالعه حاصل شده است. از نتایج جدول می‌توان به خوبی میزان کاهش شدید در کلیه‌ی کمیت‌های هیدرولیکی را در اثر بهره‌برداری از سد مخزنی کرخه در پایین‌دست رودخانه مشاهده کرد. میزان این تغییرات در دبی‌های حداکثر بسیار شدیدتر بوده است. به طور کلی می‌توان شرایط رژیم جریان رودخانه کرخه در پایین‌دست سد مخزنی را در اثر عوامل مختلفی مانند ساخت سد مخزنی و کم شدن آب رها شده به سمت پایین‌دست، کاستن از میزان تغذیه جریان‌های سطحی در اثر کمبود بارندگی، ایجاد شرایط تغییر اقلیم در سطح حوضه کرخه و خشکسالی‌های مداوم و افزایش مصرف آب در بخش‌های مختلف دانست. کاسته شدن از میزان جریان رودخانه کرخه در این منطقه علاوه بر مشکلات ذکر شده، مسائل زیست محیطی و آلودگی‌هایی را نیز در پی دارد. تخلیه فاضلاب بخش‌های مختلف شهری، صنعتی و کشاورزی در رودخانه‌ای با جریان کم بسیار خطرناک‌تر از رودخانه‌ای با جریان بیشتر است. امید است با مدیریت جامع و صحیح و بهره‌برداری مناسب از منابع آب کشور شاهد مشکلات کمتری در این بخش باشیم.

جمع‌بندی

با بهره‌برداری از سد مخزنی کرخه در سال ۱۳۷۹ جریان رودخانه کرخه از حالت طبیعی به حالت تنظیمی تبدیل شد، این تغییر حالت موجب تأثیرات فراوانی در شرایط رودخانه در پایین‌دست سد مخزنی کرخه شده است. در بخش بررسی جریان رودخانه کرخه، تغییرات فراوانی در میزان آبدهی متوسط ماهانه، سالیانه و حداکثر دبی لحظه‌ای رودخانه کرخه پدیدار شده است، کاهش شدید کلیه این کمیت‌ها برای شرایط بعد از احداث سد به وجود آمده است. به بیان دیگر می‌توان اظهار داشت که با بهره‌برداری از سد مخزنی کرخه از

بروز سیلاب‌های مخرب رودخانه کرخه در دشت خوزستان تا حد زیادی جلوگیری شده است.

در بحث پروفیل سطح آب نیز کاهش چشمگیر تراز سطح آب در پروفیل طولی سطح آب رودخانه کرخه و تراز سطح آب در محل ایستگاه‌های آب‌سنجی از اثرات احداث سد مخزنی کرخه بر پایین‌دست بوده است. آگاهی از تراز سطح آب رودخانه کرخه در موارد مربوط به تأمین عمق مورد نیاز جهت آبگیری از رودخانه برای مصارف مختلف دارای اهمیت ویژه‌ای بوده است.

همچنین با توجه به کاهش میزان دبی جریان رودخانه کرخه پایین‌دست سد مخزنی، کلیه پارامترهای هیدرولیکی رودخانه نظیر سرعت جریان، مساحت جریان، عرض سطح آب، عمق هیدرولیکی، تنش برشی و شعاع هیدرولیکی نیز دست‌خوش تغییراتی شده است. تغییرات ناشی از پارامترهای هیدرولیکی رودخانه کرخه در اثر احداث سد مخزنی به طور مستقیم بر رژیم جریان و شرایط رسوبی رودخانه نیز تأثیرگذار بوده است.

کاهش میزان دبی رودخانه کرخه علاوه بر بهره‌برداری از سد مخزنی علل دیگری از جمله تغییرات اقلیمی، کاهش میزان بارندگی و خشکسالی نیز داشته است. در خصوص بروز خشکسالی در حوضه آبریز کرخه تحقیقی توسط قاسمی و همکاران ۱۳۸۷، در طی سال‌های ۴۶-۱۳۴۵ تا ۸۱-۱۳۸۰ با بهره‌گیری از شاخص‌های SPI و دهک ده درصد انجام گرفت و نشان داده شد که در منطقه حوضه‌ی آبریز کرخه خشکسالی اتفاق افتاده است (۶)، همچنین آذرنگ و همکاران ۱۳۹۴ پژوهشی در زمینه بررسی شاخص‌های خشکسالی در سطح استان خوزستان انجام دادند، بازه زمانی مورد مطالعه در تحقیق ۳۰ ساله بین سال‌های ۱۳۶۴ تا ۱۳۹۳ و با استفاده از شاخص‌های درصد نرمال، بارش استاندارد، Z چینی و ناهنجاری بارندگی بوده است. آن‌ها نشان دادند که با توجه به کاهش میزان بارش در سال‌های اخیر، این شرایط بر روی شاخص‌های خشکسالی تأثیرگذار بوده است و منطقه خوزستان دچار خشکسالی‌های گسترده‌ای شده است (۱)، بر همین اساس و با توجه به قرارگیری بخش عظیمی از رودخانه کرخه در استان خوزستان، این رودخانه نیز در معرض کم‌آبی و خشکسالی‌های منطقه قرار داشته است. پس به طور کلی می‌توان نتیجه گرفت که احداث سد بزرگی مانند سد مخزنی کرخه، کمبود میزان بارش در منطقه و در معرض قرار خشکسالی قرار داشتن استان خوزستان در سال‌های اخیر بر شرایط جریان در پایین‌دست تأثیرات چشمگیری داشته است و این تغییرات در شرایط جریان و پارامترهای هیدرولیکی رودخانه به خوبی بروز یافته است.

در خصوص پژوهش‌های سایر محققین در این رابطه می‌توان به پژوهش‌هایی اشاره نمود: طرازکار و صدق‌آمیز ۱۳۸۷، مقایسه پیش‌بینی دبی جریان ماهانه رودخانه کرخه با استفاده از روش‌های سری زمانی و هوش مصنوعی را طی تحقیقی انجام دادند، آن‌ها از اطلاعات دو ایستگاه جلوگیر و پای‌پل به ترتیب در بالادست و پایین‌دست سد مخزنی کرخه در طی سال‌های ۱۳۳۷ تا ۱۳۸۲ استفاده نمودند. نتایج این تحقیق نشان داد که در اثر بهره‌برداری از سد مخزنی کرخه تغییرات گسترده‌ای در رژیم جریان رودخانه کرخه به ویژه در ایستگاه پای‌پل واقع در پایین‌دست سد روی داده است و همچنین مشخص گردید که روش سری زمانی در مقایسه با روش شبکه عصبی دارای خطای کمتری در پیش‌بینی دبی ماهانه ایستگاه پای‌پل می‌باشد (۱۳).

سلحشوری و وفایی‌نژاد ۱۳۹۱، پایش تغییرات سیلاب‌دشت‌های رودخانه کرخه بر اثر احداث سد مخزنی را با استفاده از سنجش از دور و GIS انجام دادند، تحقیق آن‌ها در دوره‌های قبل و بعد از بهره‌برداری از سد و با کمک تصاویر ماهواره‌ای در دشت‌های پایین‌دست سد مخزنی کرخه و در بازه‌ای به طول ۷۰ کیلومتر از رودخانه انجام پذیرفت، نتایج این تحقیق نشان داد که کاهش مساحت رودخانه کرخه در پایین‌دست سد مخزنی بر اثر تثبیت میزان دبی رودخانه رخ داده است که موضوع ناشی از احداث سد مخزنی و تنظیم جریان رودخانه کرخه بوده است. تحقیق مذکور به خوبی نتایج پژوهش ما در زمینه تأثیرات سد مخزنی بر میزان جریان و پارامترهای هیدرولیکی رودخانه کرخه را تأیید می‌نماید (۱۱).

با درنظر گرفتن نتایج تحقیقات مذکور به خوبی می‌توان دریافت که با بهره‌برداری از سد مخزنی کرخه، رودخانه در پایین‌دست سد دچار تغییرات فراوانی در شرایط رژیم و پارامترهای هیدرولیکی شده است که این موضوع توسط سایر تحقیقات صورت گرفته نیز تأیید شده است.

منابع

1- Azarang F., Telvari A., Sedghi H., and Shafai Bajestan M. 2015. Application of drought index in Khouzestan Province. 1st National Conference of New Ideas of Agriculture, Environment and Tourism, Ardabil, Iran.

2- Azarang F. 2014. Numerical Simulation of Flow and Sediment at Karkhe River Downstream of Reservoir Dam and its Effect on River Morphology. PhD thesis. Department of Water Science and Engineering, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran.

3- Azarang F., Telvari A., Sedghi H., and Shafai Bajestan M. 2014. Numerical Simulation of Flow and Sediment Transport of Karkheh River before the Reservoir Dam Construction Using MIKE 11 (A Case Study in Iran).

Advances in Environmental Biology Journal. 8(21):979-988.
4- Bahramifar A., Shirkhani R., and Mohammadi M. 2013. An ANFIS-based Approach for Predicting the Manning Roughness Coefficient in Alluvial Channels at the Bank-Full Stage. International Journal of Engineering. 26(2): 177-186.
5- Choi S., Yoon B., and Woo H. 2005. Effects of dam-induced flow regime change on downstream river morphology and vegetation cover in the Hwang River, Korea. River Research and Application. 21 (2-3):315-325.
6- Ghasemi M., Eslamian S.S., and Soltani S. 2008. Monitoring and regionalization of meteorological drought in Karkheh Watershed using standardized precipitation index and precipitation deciles. Agricultural Research: Water, Soil and Plant in Agriculture. 8(3):23-35.
7- Graf, W.L. 2006, downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers,Geomorphology Journal, 79 (3-4):336–360.
8- Jamab Co. 1999. Comprehensive Water Resources Plan of Iran Reports. Karkheh River Basin, Iran Ministry of Energy.
9- Magilligan F., and Nislow K. 2005. Changes in hydrologic regime by dams. Geomorphology Journal. 71 (1-2):61-78.
10- Porhemmat J., Siadat H., and Oweis T. 2012. Water Resources of the Karkheh River Basin: Hydroligy, Runoff and water Balance. International Center for Agricultural Research in the Dry Areas.
11- Salahshouri P., and Vafaei Nezhad A.R. 2012. Change detection of Karkheh River floodplain of the Karkheh Dam Reservoir using remote sensing and GIS. Journal of Applied RS & GIS Techniques in Natural Resources Science. 3(3):85-99.
12- Stuefer S., Yang D., and Shiklomanov A. 2011. Effect of streamflow regulation on mean annual discharge variability of the Yenisei River, Cold Region Hydrology in a Changing Climate (Proceedings of symposium H02 held during IUGG2011), Melbourne, Australia.
13- Tarazkar M.H., and Sedghamiz A. 2008. Comparing monthly discharge forecasting for Karkheh River by using time series and artificial intelligent traits. Pajouhesh & Sazandegi. 80:51-58.
14- Yan Y., Yang Zh., Liu Q., and Sun T. 2010. Assessing effects of dam operation on flow regimes in the lower Yellow River. Procedia Environmental Sciences. 2:507–516.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 11-27

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۷-۱۱

Large Dam Effects on Flow Regime and Hydraulic Parameters of river (Case study: Karkheh River, Downstream of Reservoir Dam)

F. Azarang[1*] – A.R. Telvari[2] – H. Sedghi[3] – M. Shafaie Bajestan[4]

Received: 16-08-2015
Accepted: 06-08-2016

Introduction: The critical role of the rivers in supplying water for various needs of life has led to engineering identification of the hydraulic regime and flow condition of the rivers. Hydraulic structures such dams have inevitable effects on their downstream that should be well investigated. The reservoir dams are the most important hydraulic structures which are the cause of great changes in river flow conditions.

Materials and Methods: In this research, an accurate assessment was performed to study the flow regime of Karkheh river at downstream of Karkheh Reservoir Dam as the largest dam in Middle East. Karkheh River is the third waterful river of Iran after Karun and Dez and the third longest river after the Karun and Sefidrud. The Karkheh Dam is a large reservoir dam built in Iran on the Karkheh River in 2000. The Karkheh Reservoir Dam is on the Karkheh River in the Northwestern Khouzestan Province, the closest city being Andimeshk to the east. The part of Karkheh River, which was studied in this research is located at downstream of Karkheh Reservoir Dam. This interval is approximately 94 km, which is located between PayePol and Abdolkhan hydrometric stations. In this research, 138 cross sections were used along Karkheh River. Distance of cross sections from each other was 680m in average. The efficient model of HEC-RAS has been utilized to simulate the Karkheh flow conditions before and after the reservoir dam construction using of hydrometric stations data included annually and monthly mean discharges, instantaneous maximum discharges, water surface profiles and etc. Three defined discharges had been chosen to simulate the Karkheh River flow; maximum defined discharge, mean defined discharge and minimum defined discharge. For each of these discharges values, HEC-RAS model was implemented as a steady flow of the Karkheh River at river reach of study. Water surface profiles of flow, hydraulic parameters and other results of flow regime in HEC-RAS model were obtained for the conditions before and after the construction of the Karkheh Reservoir Dam and then it was reviewed and analyzed.

Results and Discussion: By exploiting the Karkheh Reservoir Dam, the river flow was changed from the natural condition to the regulatory situation. The results indicate that the river flow was considerably declined because the regulatory effect of the reservoir dam which has contributed to the great alternations at hydraulic parameters of the river. For example, the mean annual discharge of the Karkheh River shows 44pecent reduction during the time period of simulating (after the dam construction in comparison with the natural river flow before construction of reservoir dam) in PayePol hydrometric station. Flow velocity of Karkheh River is influenced by discharge, slope of the river channel and geometry of cross section. By increasing the river flow, the flow velocity has increased and there is a significant difference between pre and post-dam condition at the mean velocity of river flow in different sections. The flow area is directly influenced by river discharge and there is a significant difference in the maximum defined discharge before and after dam construction. The width of water surface is a parameter of the geometric situation of the river cross section that also shows the maximum width of the cross sections, passing discharge through the desired cross section. Since Karkheh River has a relatively large water surface width, it has a high wetted perimeter. For this reason, the Karkheh river hydraulic radius is usually low. The significant reduction of all these quantities is for reduction of flow rate by construction of Karkheh Reservoir Dam. Studying the water surface profiles represents reduction of water level in the longitudinal profile of Karkheh River and water level of hydrometric stations by construction of the Karkheh Reservoir Dam. Also, due to the reduction of the discharge in the downstream of Karkheh Dam, all hydraulic parameters of the river such as flow velocity, flow area, width of surface water, hydraulic depth, shear stress and the hydraulic radius have been changed. In general, it can be concluded that the construction of a large dam such

1- Young Researchers and Elites Club, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran
(*- Corresponding Author Email: f.azarang@srbiau.ac.ir)
2- Department of Civil Engineering, Ahwaz Branch, Islamic Azad University, Ahwaz
3 - Professor of Department of Water Science and Engineering, Scince and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran
4 - Professor of Department of Water science and Engineering, Shahid Chamran University, Ahwaz, Iran

as Karkheh Reservoir Dam has a significant effects on the flow regime conditions at river downstream. Our survey would be helpful for environmental, geological and ecological experiments on effects of dam construction and for engineering next hydraulic structures on such rivers.

Keywords: Basin, Hydrometric Station, Water Level Profile, Defined Discharge, Hydraulic Radius

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 28-39

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۳۹-۲۸

تأثیر تبدیل کاهش‌دهنده عرض بر ارتفاع فرم بستر ریپل در شرایط هیدرولیکی مختلف

الهام روشنی[1*]- علی حسین زاده دلیر[2]-داود فرسادی زاده[3]- فرزین سلماسی[4]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۶/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۴/۳۰

چکیده

در آبراهه‌های آبرفتی، جریان آب دائماً بر روی رسوبات در حال حرکت اثر گذاشته و سعی دارد آنها را به پایین دست منتقل نماید. در این حین برروی بستر جریان فرم بسترهایی با ابعاد مختلف و تحت شرایط هیدرولیکی مختلف تولید می‌شوند. در تحقیق حاضر، آزمایش‌ها به منظور بررسی اثر تبدیل‌های کاهش دهنده عرض برروی ارتفاع فرم بستر ریپل تشکیل شده با زوایای مختلف ۵، ۱۰ و ۱۵ درجه انجام شد. در این آزمایش‌ها دبی ۱۰، ۱۲ و ۱۴ لیتربرثانیه بوده و شیب فلوم قابل تنظیم بود. نتایج نشان داد که کاهش عرض کانال به کمک تبدیل‌ها نقش مؤثری بر ارتفاع ریپل‌ها داشته و می‌توان تا حد زیادی به کمک تغییر در زوایای تبدیل‌ها، حرکات رسوبات به پایین دست را کنترل نمود. به کمک این نوع تبدیل‌هاانتقال رسوبات حدود ۱۵ الی ۲۰ درصد کم شد زیرا این تبدیل‌هامانند یک مانع در حرکت رسوبات عمل می‌کنند. در دبی‌های کم دهانه ورودی تبدیل بخشی از انرژی جریان را گرفته و باعث افت انرژی می‌شود. اما با افزایش بیشتر دبی فرم‌های بستری با ارتفاع بیشتری ایجاد می‌کند. اگر چنانچه دبی بیش از ۱۴ لیتربرثانیه در کانال اعمال شود و یا زوایای تندتری در تبدیل ایجاد شود، تبدیل نقش مانع بودن خود را از دست داده و رسوبات بیشتری به پایین دست منتقل می‌شود.

واژه‌های کلیدی: حرکت رسوبات، بسترهای آبرفتی، زاویه تبدیل ورودی، ریپل

مقدمه

حرکت توده‌ای ذرات رسوبی در محیط سیال در یک بستر طبیعی با جنس رسوبات مشابه، انتقال رسوب نامیده می‌شود. زمانی که سرعت برشی کمی بیشتر از مقدار بحرانی آن می‌شود، ذرات شروع به غلطیدن و لغزیدن بر روی بستر کرده و دائماً با بستر در تماس هستند. با افزایش سرعت برشی، ذرات دچار پرش‌های منظم می‌شوند که به حرکات جهشی موسوم هستند. تحت شرایط هیدرولیکی مختلف، حرکت رسوبات در بستر جریان قادر است مقاومتی در مقابل جریان آب ایجاد کند.این حرکت موجب ایجاد فرم‌های بستر می‌شود.

جریان آب علاوه بر انتقال آب در مقطع رودخانه، موجب حرکت رسوبات و تشکیل فرم‌های بستر در بستر رودخانه می‌گردد. این فرم‌های بستر بسته به شرایط هیدرلیکی و ابعاد مسئله، انواع مختلفی دارند که مطالعه آنها در حیطه مهندسی رودخانه به فهم نحوه انتقال و حرکت ذرات و مقاومت‌هایی که بر سر راه جریان آب است کمک می‌کند. همچنین به منظور بررسی اثر سازه‌هایی که بر سر راه جریان قرار می‌گیرند، مانند تبدیل‌های کاهش دهنده عرض، به مطالعه تأثیر این سازه بر نحوه شکل گیری ریپل‌ها پرداخته شد. یکی از مشکلات اساسی در پیش‌بینی انتقال رسوبات، پیش‌بینی زبری بستر است. زیرا انتقال رسوبات به شدت وابسته به زبری بستر بوده و از سوی دیگر نیز زبری بستر وابسته به میزان انتقال رسوباتی است که توسط فرم بستر به حرکت در می‌آیند. از آنجا که برای پیش‌بینی دقیق ابعاد فرم بستر در ترکیب جریان موجی و پایدار با هم روش مشخصی وجود ندارد بایستی بصورت تجربی شرایط را بررسی کرده و تحت شرایط هیدرولیکی مختلف، با تغییر در دبی و شیب کانال، تغییرات خصوصیات هندسی ریپل ها را مورد بررسی قراردهیم. تحلیل‌های ابعادی نشان می‌دهد که ابعاد فرم بستر و شرایط هیدرولیکی جریان پارامترهای اساسی و تأثیرگذار بر روی زبری و در نتیجه انتقال رسوبات هستند. نکته قابل توجه آنکه علیرغم حجم وسیع مطالعات در این زمینه، تأثیر حضور تبدیل بر نحوه شکل‌گیری فرم بستر و خصوصیات آن و در نتیجه انتقال رسوب، مطالعه مبسوطی صورت نگرفته است. لاجرم به نظر می‌رسد که انجام چنین تحقیقی بتواند خلاء موجود را پرکند.

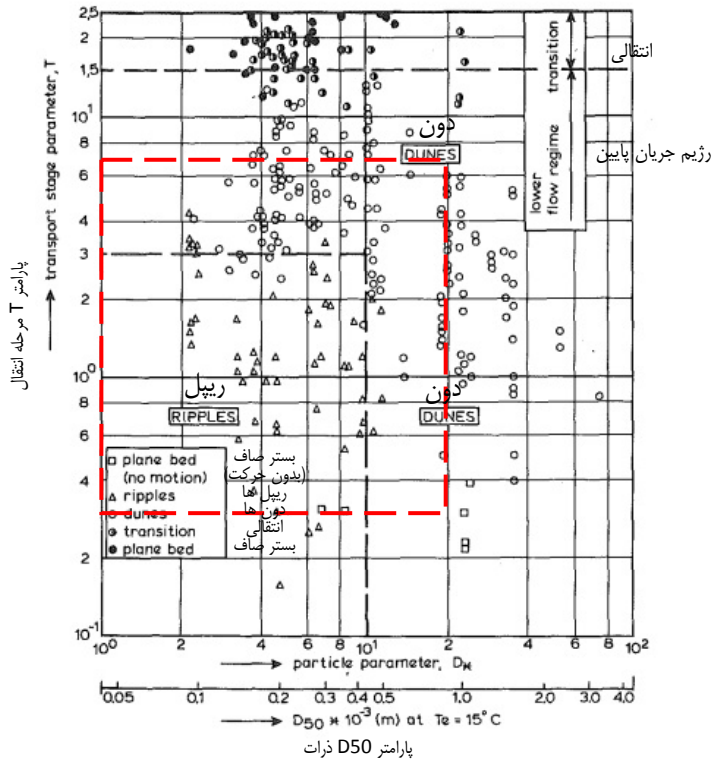
در زمینه تشکیل فرم بستر در بسترهای آبرفتی مطالعات زیادی صورت گرفته است که در ادامه به آنها اشاره می‌شود. برطبق نظریه

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانش آموخته دوره دکتری، استاد و دانشیاران گروه مهندسی آب، دانشگاه تبریز
(*- نویسنده مسئول: Email: elhm.roshani@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.48826

ون راین (۱۳) ، زمانیکه سرعت جریان در حدود ۱۰ الی ۲۰ درصد بیشتر از سرعت بحرانی برای شروع حرکت ذره بوده و اندازه ذرات کوچکتر از ۵۰۰ میکرون است، ریپل های کوچکی برروی سطح بستر تشکیل می‌شوند. پروفیل ریپل‌ها شکل نامتقارنی داشته و در پایین دست دارای شیب تند و در بالادست شیب ملایمی دارند. اگر چنانچه اندازه ذرات بزرگ‌تر شوند با ایجاد سرعت‌های بیشتر در نزدیکی بستر ریپل‌های تشکیل شده دارای ارتفاع بیشتری شده و شبیه به ریپل‌های سه بعدی می‌شوند در این حالت تنوع طول و ارتفاع ریپل‌ها بیشتر می‌شود. از سوی دیگر در حرکت رسوبات در بسترهای آبرفتی، شرایط و هندسه مسیر حرکت برروی انتقال و یا عدم انتقال رسوبات به پایین دست مؤثر هستند. چنانچه در مسیر حرکت کاهش عرض به هر نحوی اتفاق بیفتد، می‌تواند بر چگونگی حرکت سیال و به طبع آن حرکت رسوبات اثرگذاشته و پارامترهای جریان را نیز تحت تأثیر خود قراردهد.ون راین (۱۲) در مطالعه خود بر اساس تعداد زیادی از داده‌های منتج شده از فلومها و همچنین داده‌های صحرایی برای تعیین نوع فرم بستر شکل گرفته در کانال نموداری ارائه نمود که در شکل (۱) مشاهده می‌شود. این نمودار براساس پارامتر مرحله انتقال و قطر ذرات رسوبی طراحی شده است که به شرح زیر هستند:

$$T = \frac{(u'_*)^2 - (u_{*,cr})^2}{(u_{*cr})^2} \qquad (۱)$$

که در آن $u'_* = \frac{\sqrt{8}}{C'} \cdot \bar{u}$ سرعت برشی بستر مرتبط با ذرات و $C' = 18log\left(\frac{12R_b}{3D_{90}}\right)$ است که همان ضریب شزی ذرات است و R_b شعاع هیدرولیکی مرتبط با بستر خواهد بود. $\bar{u}$ نیز سرعت متوسط جریان است. $u'_{*,cr}$ سرعت برشی بحرانی است که مربوط به پارامتر شیلدز می‌شود. بنابراین کاربرد پارامتر T در طبقه بندی فرم بستر در رژیم‌های جریان پایین و انتقالی با توجه به این نمودار قابل بیان است. این نمودار مناطق مشخصی را برای ریپل‌ها، دون‌ها و دون‌های شسته شده مشخص می‌کند. بر طبق این نمودار دون‌ها در حالت T <۱۵ شکل می‌گیرند. با در نظرگرفتن $D_* = D_{50}\left[\frac{(S-1)g}{\nu^2}\right]^{1/3}$ به عنوان پارامتر قطر بدون بعد ذرات، زمانیکه قطر ذرات کوچکتر از ۴۵۰ میکرومتر بوده و D_*~۱۰ می‌شود ریپل‌ها کم کم پس از شروع حرکت تولید می‌شوند اما بعد از اینکه T >۳شد از بین می‌روند. در شرایطی که ۱۵< T <۲۵ باشد رژیم انتقالی همراه با دون‌های شسته شده وجود خواهند داشت. وقتی T >۲۵ شود نیز بستر مسطح شکل می‌گیرد. دیاگرامی که توسط ون راین (۱۲) ارائه شده‌است به نظر معتبرترین دیاگرام برای رژیم جریان پایین و انتقالی بوده زیرا براساس تعداد زیادی از داده‌های صحرایی بوده که در آنها عمق جریان از کم تا خیلی زیاد تغییر کرده است.



شکل ۱- نمودار طبقه بندی فرم بستر در رژیم جریان پایین و انتقالی، ون راین (۱۲)

Figure 1- Classified bed form in low and transition regime, Van Rijn (12)

جدول ۱- طبقه بندی فرم بستر ون راین (۱۲)
Table 1- Classified bed form, Van Rijn (12)

نوع رژیم Regime Type			
جریان پایین Low Regime	Dune دون	MiniRipplesمینی ریپل	$0 \le T \le 13$
	Dune دون	MegaRipples مگاریپل و دون	$3 < T \le 10$
	Dune دون	Dunes دون	$10 < T \le 15$
انتقالی Transition	دون های شسته شده و موج های ماسه ای Washed Dunes & Sand Waves		$15 < T \le 25$
جریان بالا High Regime		Sand Waves موج های ماسه ای	$T \ge 25 Fr < 0.8$
		PlaneBeds or AntiDunes بستر مسطح یا آنتی دون ها	$T \ge 25 Fr \ge 0.8$

خلاصه نموداری که ون راین (۱۲) برای طبقه بندی فرم بستر انجام داد در جدول (۱) قابل مشاهده است.

برای محاسبه طول و ارتفاع فرم بستر ون راین (۱۲) روابط جدول (۲) را ارائه نمود.

جدول ۲- روابط محاسبه طول و ارتفاع فرم بستر ون راین (۱۲)
Table 2- Height and length relations, Van Rijn (12)

MiniRipple مینی ریپل	$(50\ to\ 200)D_{50}$	$(500\ to\ 1000)D_{50}$
MegaRipple مگاریپل	$0.02D(1-e^{-0.1T})(10-T)$	$0.5D$
Dune دون	$\frac{\Delta}{D} = 0.11\left[\frac{D_{50}}{D}\right]^{0.3}(1-e^{-0.5T})(25-T)$	$\frac{\Delta}{\lambda} = 0.015\left[\frac{D_{50}}{D}\right]^{0.3}(1-e^{-0.5T})(25-T)$

کریم (۵) در مطالعه خود به بررسی و پیش بینی ارتفاع نسبی ($\frac{h}{d}$) (h ارتفاع فرم بستر و d عمق جریان) فرم‌های بستر مختلف پرداخت. وی براساس افت انرژی که بر اثر نیروی درگ ناشی از فرم بستر ایجاد می‌شود و با توجه به افت کلی هد به پیش بینی ارتفاع نسبی فرم بستر پرداخته و رابطه ای برای تمامی فرم بسترها ارائه نمود. امید و همکاران (۷) به بررسی تأثیر حرکت بار بستر بر روی مقاومت جریان با داشتن دون‌های مصنوعی پرداختند. آزمایش‌های آنها در دو حالت جریان آب زلال و همراه با رسوبات با اعماق و سرعت‌های مختلف جریان انجام شد.

چگینی و پندر (۲) به بررسی آزمایشگاهی شرایط جریان یکنواخت بر روی حرکت رسوبات مختلف ریزدانه و فرم‌های تشکیل شده آن پرداختند. شیب جریان در سه حالت کم، متوسط و تند قرارداشت و آشفتگی نزدیک بستر برروی انتقال رسوبات و تشکیل فرم‌های بستر بررسی گردید.نتایج آنها حاکی از آن بودکه بار بستر و فرم‌های تشکیل شده مرتبط با آن با افزایش مقدار شیب بستر جریان و نسبت عمق آب به اندازه ذرات تغییر می‌کنند.

اسماعیلی و همکاران (۴) به بررسی تأثیر فرم بستر بر روی ضریب زبری به کمک تلفیق روش عددی و آزمایشگاهی در جریان‌های غیرماندگار پرداختند. آنها مجموعه‌ای از آزمایش‌ها برای بررسی اثر تغییر فرم بستر در آبراهه‌های آبرفتی بر میزان رسوب کف انتقالی در یک کانال آزمایشگاهی با قابلیت شیب‌پذیری و تحت شرایط جریان غیرماندگار انجام دادند.

سیمونس و همکاران (۸) به منظور محاسبه میزان رسوبات انتقالی در جریان همراه با فرم بستر به ارائه رابطه‌ای پرداختند. برای رسیدن به چنین معادله‌ای آنها در حین انجام آزمایش‌های خود سرعت حرکت فرم بستر در جهت جریان و ارتفاع متوسط فرم بستر را به کمک پروب‌هایی اندازه‌گیری و قرائت کردند. کولمن و ملویل (۳) در آزمایش‌های خود پروفیل بستر را در بازه‌های زمانی مشخص اندازه‌گیری کردند تا تغییرات بستر را بر اثر جریان آب تشخیص دهند. براساس نتایج آنها سرعت انتشار فرم بستر با افزایش ارتفاع فرم بستر کاهش می‌یابد. وو و یانگ (۱۶) با ارتباط دادن چندین پارامتر هیدرولیکی و رسوبی با یکدیگر به تخمین ضریب مانینگ پرداختند. بنت و بریج (۱) دینامیک و هندسه فرم بسترها را در حالت رسوبات ناهمگن بررسی کرد. سوتارد و باکی‌چوال (۹) به ارائه دیاگرامی براساس سرعت متوسط جریان، اندازه ذرات و نوع فرم بستر تشکیل شونده پرداختند. ونديتی و همکاران (۱۴) در مطالعه‌ای به بررسی نحوه شروع حرکت ذرات رسوبی پرداخته و آن را به دو دسته تقسیم کردند. دسته اول حرکات ناقصی بودند که در سطوح پایین جریان

اتفاق افتاده و بصورت پراکنده هستند اما دسته دوم که به حرکت‌های فوری موسومند شامل حرکت توده‌های رسوبات بوده که در سطوح بالاتر جریان اتفاق افتاده و حجم بیشتری از رسوبات را انتقال می‌دهند. لاجونس و همکاران (۶) به کمک سیستم تصویربرداری با سرعت بالا توانستند حرکت ذرات رسوبی را با دقت بالا دیده و دوره‌های حرکتی آنها را شامل پرواز ذرات، افزایش سرعت و در نهایت دوره استراحت آنها را تعیین و مشاهده نمودند.

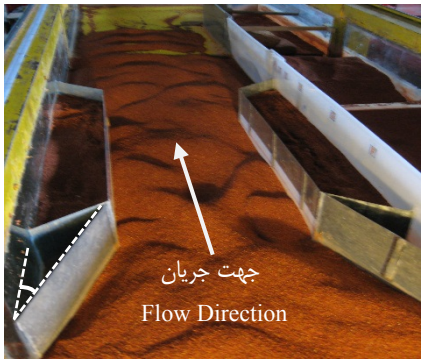
با بررسی منابع مشخص شد که تأثیر حضور تبدیل‌های کاهش دهنده عرض بر روی ارتفاع فرم بستر ریپل مورد مطالعه قرارنگرفته است و اطلاعاتی در این زمینه پیدانشد. بنابراین به منظور پرکردن خلاء موجود به بررسی این موضوع اقدام شد. هدف از انجام این تحقیق بررسی تأثیر تبدیل‌های کاهش‌دهنده عرض بر روی تشکیل فرم بستر ریپل بوده تا مشخص گردد که شرایط هیدرولیکی جریان چگونه در زوایای دهانه ورودی مختلف تبدیل با تغییر در سرعت و عمق آب می‌توانند ارتفاع فرم بستر ریپل را در محدوده تبدیل و پس از آن تغییر دهند. از سوی دیگر با محاسبه خصوصیات هندسی فرم بستر در حضور تبدیل‌ها می‌توان به بررسی تغییرات میزان انتقال بار بستر و در صورت امکان حذف یا تقلیل اثرات منفی بر شرایط مورفولوژی رودخانه و کاهش هزینه‌های ساخت، بهره‌برداری و نگهداری پرداخت. هدف از انجام این تحقیق بررسی تأثیر تبدیل‌های کاهش عرض برروی خصوصیات هندسی فرم بستر بوده تا مشخص گردد که پارامترهای هیدرولیکی جریان چگونه ابعاد فرم بستر را می‌توانند تغییر دهند و از سوی دیگر، با تغییر ویژگی‌های ریپل، چه تغییری در خصوصیات جریان اتفاق می‌افتد. در حقیقت به بررسی یک رابطه دو طرفه بین خصوصیات جریان و خصوصیات رسوب پرداخته شده‌است.

مواد و روش‌ها

آزمایش‌های تحقیق حاضر در آزمایشگاه هیدرولیک گروه مهندسی آب دانشگاه تبریز انجام شد. فلوم مورد استفاده دارای طول ۶ متر ، ارتفاع ۵۰ سانتی‌متر و عرض ۸۰ سانتی‌متر می‌باشد که برای سهولت در جابجایی و تأمین رسوبات به اندازه کافی عرض کانال به اندازه ۳۰ سانتی‌متر به کمک دیواره‌های کاذب کاهش داده‌شدو به ۵۰ سانتی‌متر رسید (شکل ۲).همچنین در شکل (۲) زاویه α قابل مشاهده است. تبدیل ها به کمک ورق‌های گالوانیزه ساخته شدند.رسوبات با مشخصات $D_{50} = 0.86\,mm$ و $G_s = 2.3$ مورد استفاده قرارگرفت. جریان رسوبات به صورت بستر زنده بوده و از بالادست جریان، همراه با جریان آب به صورت منظم رسوبات نیز به داخل فلوم تزریق گردید. دبی رسوبی کانال بر اساس میزان رسوباتی که در تله ماسه جمع شده بود به دست آمد. به این صورت که در هر آزمایش تزریق رسوبات بر اساس مقدار ماسه‌ای که در تله ماسه جمع می‌شود انجام می‌شد. تزریق میزان رسوبات از نتایج آزمایش‌های پیشین منتج شد. از این رو می‌توان بیان کرد که دبی بار بستر تقریباً برابر با دبی تزریق شده خواهد بود. ضخامت بستر رسوبی ۱۵ سانتی‌متر بود. این ضخامت بر مبنای حداکثر میزان آبشستگی که در آزمایش‌های مقدماتی مشاهده شده بود تعیین گردید. به کمک روش ونونی و بروکس (۱۰) اثر دیواره‌ها بر روی شعاع هیدرولیکی کاهش یافت و از شعاع هیدرولیکی اصلاح شده استفاده شد.سطح آب به کمک اشل‌هایی که در دیواره شیشه‌ای فلوم نصب شده بود با دقت ۰/۱± میلی متر قرائت گردید. به کمک یک تله ماسه که در انتهای فلوم نصب شده بود میزان رسوبات منتقل شده پس از خشک کردن، توزین شد تا دبی رسوب مشخص گردد (شکل ۳).

بر طبق تحقیقات ویلیامز (۱۵) که آزمایش‌هایی را برای بررسی تأثیر عرض فلوم و عمق آب بر روی نرخ انتقال رسوبات انجام داد، عرض انتخاب شده برای فلوم مناسب بوده و تأثیری بر شرایط و نتایج نخواهد داشت. وی در مطالعات خود نمودارهایی را ترسیم کرد که بر طبق آنها تأثیر عرض کانال به صورت انحراف از دبی واحد متوسط بیان می‌شد. بر طبق نتایج وی تنها در عرض ۰/۲۵ فوت بود که بیشترین انحراف از دبی واحد به میزان ۸ تا ۱۲ درصد مشاهده شد و در سایر حالات این مقدار بین۰ تا ۶ درصد گزارش شده بود. عرض انتخاب شده فلوم ۵۰ سانتی‌متر (۱/۶۹ فوت) است که در محدوده مطلوب از لحاظ تأثیر ناچیز عرض خواهند بود. همچنین ویلیامز (۱۵) اشاره می‌کند که برای تمامی اهداف کاربردی، عرض کانال تأثیر معناداری بر روی روابط انتقال رسوب و دبی در یک عمق ثابت نخواهد داشت. در ابتدای هر آزمایش بستر رسوبی با استفاده از ابزار صاف‌کننده تا حد امکان صاف می‌گردید. آزمایش‌ها با سرعت نسبی $\frac{V}{V_c} = 1 - 1.1$ انجام گرفت و تا زمانی ادامه‌یافت که بستر به حالت تعادل رسیده باشد. عدد رینولدز برشی ($U_*.D_{50}/\nu$ که U_* سرعت برشی بستر می‌باشد) در محدوده ۵۰ الی ۱۲۰ بود و بستر از نظر هیدرولیکی در حالت زبر قرار داشت.لازم به ذکر است که حرکت رسوبات فقط به صورت بار بستر بوده و هیچ گونه بار معلقی وجودنداشت.

دبی در طول آزمایش ثابت بوده و آزمایش‌ها در شرایط ماندگار صورت گرفت. مدت زمان آزمایش‌ها یا حالت تعادل به گونه‌ای انتخاب گردید که هم تغییرات توپوگرافی در محدوده کانال به تعادل نسبی برسد و هم ارتفاع فرم بستر به حداکثر مقدار خود رسیده باشد. در حقیقت معیار تعادل به این صورت بود که تغییرات ارتفاع فرم بستر ناچیز بوده و فرم بستر دیگر تمایلی به افزایش ارتفاع نداشته و فقط حرکت‌های رو به جلو دیده می‌شد. در این مقطع زمانی، زمان آزمایش‌ها ثبت می‌شد.



شکل ۲- نمایی از فلوم مورد استفاده به همراه تبدیل کاهش عرض

Figure 2- A picture of applied flume with reduced width transition

شکل ۳- تله ماسه نصب شده در انتهای فلوم

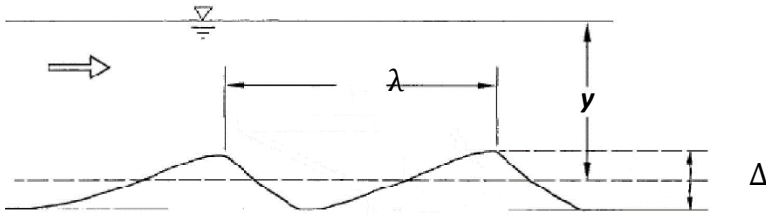
Figure 3- The installed sand trap at the downstream of the flume

پس از انجام هر آزمایش و با پایین رفتن سطح آب پروفیل بستر به کمک مترلیزری مدل Leica DISTO D2 اندازه‌گیری شد. این متر دارای دقت ۰/۰۲۵ ± میلی‌متر در هر متر بود. این دستگاه قابلیت اندازه‌گیری در دو جهت طولی و عرضی کانال را داشت. اندازه ذرات در حدود ۳۵ برابر دقت متر لیزری است. آزمایش‌ها در سه دبی ۱۰، ۱۲ و ۱۴ لیتر بر ثانیه تحت شیب‌های صفر، ۰/۰۰۶ ، ۰/۰۰۹ ، ۰/۰۱۲ و ۰/۰۱۵انجام پذیرفت. در دو شیب ۰/۰۰۹ و ۰/۰۱۲ برای چهار عمق مختلف آب،آزمایش‌ها تکرارشد. در جدول (۳) خلاصه‌ای از آزمایش‌های انجام شده قابل مشاهده است.

جدول ۳- خلاصه مشخصات آزمایش‌ها

Table 3- Experiments characteristics

عمق (m) Depth		شیب Slope	دبی $L.S^{-1}$ Discharge
		0 , 0.006, 0.015	10, 12, 14
d_5 و d_4 و d_3 و d_2		0.009 , 0.012	
T3	T2	T1	زاویه تبدیل Transition Angle (Degree)
15	10	5	



شکل ٤-نمایی از پارامترهای مورد استفاده

Figure 4- Applied parameters in the experiments

تحلیل ابعادی

پارامترهای مورد استفاده در تحقیق حاضر به قرار شکل (۴) می‌باشند.

پارامترهای فوق عبارتند از: yمتوسط عمق آب، Δ ارتفاع فرم بستر ریپل، λ طول فرم بستر. سایر پارامترهای مورد استفاده نیز عبارتند از:α زاویه تنگ‌شدگی تبدیل،ρ چگالی آب، ρ_s چگالی ذرات رسوبی، μ ویسکوزیته دینامیک، g شتاب ثقل، U سرعت متوسط جریان و D_sقطر متوسط ذرات رسوبی.اگر ارتفاع فرم بستر تابعی از متغیرهای زیر باشد:

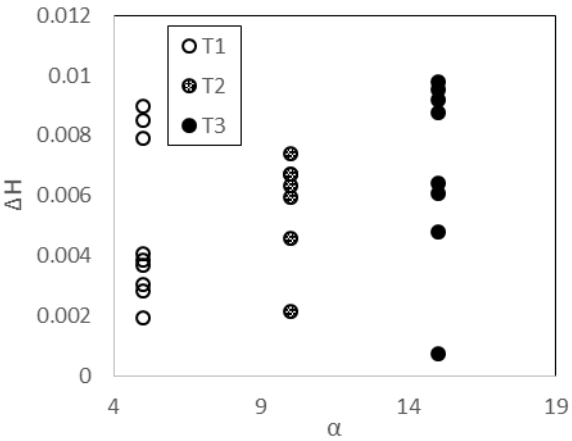
$$f(y, \Delta, \lambda, D_s, \alpha, u, \rho, \rho_s, \mu, g) = 0 \quad (۲)$$

با استفاده از روش پی باکینگهام می‌توان رابطه (۲) را به شکل رابطه (۳) ساده کرد.

$$f\left(\frac{D_s}{y}, \frac{\lambda}{y}, \frac{\Delta}{y}, \frac{\rho_s}{\rho}, \alpha, R_e, F_r\right) = 0 \quad (۳)$$

$$\frac{\Delta}{y} = f(F_r, \alpha) \quad (۴)$$

عدد فرود بصورت $Fr = V/\sqrt{gy}$ تعریف شده که عدد فرود جریان است. همچنین لازم به ذکر است که در آزمایش‌ها عدد رینولدز در محدوده۸×۱۰^{۴} تا۸×۱۰^{۵} قرارگرفته که محدوده متلاطم و زبر است در نتیجه ارتفاع فرم بستر مستقل از آن خواهدشد، بنابراین از مجموعه پارامترهای مورد مطالعه خارج شد. مشخصات رسوبات از جمله قطر متوسط و چگالی ذرات رسوبی نیز ثابت بود.به منظور مقایسه اثر حضور تبدیل‌ها با حالتی که تبدیلی در کانال نیست، حالت بدون تبدیل نیز به عنوان حالت شاهد در آزمایش‌ها آورده شد و جمعاً ۱۳۶ آزمایش انجام شد.



شکل ۵-الف- افزایش اتلاف انرژی در دبی $Q=10\ L.S^{-1}$

Figure 5-a- Increment in head loss in $Q=10\ L.S^{-1}$

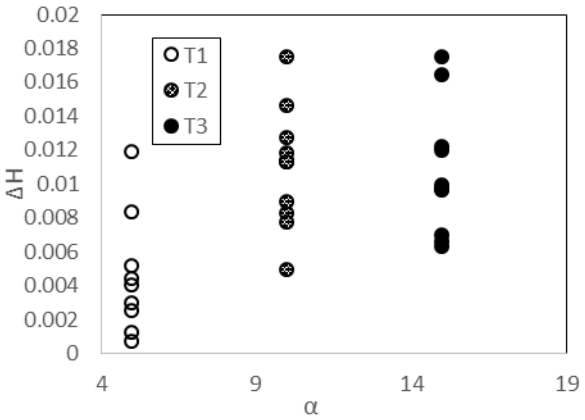
نتایج و بحث

ارتفاع فرم بستر

موج‌های رسوبی ایجاد شده در بستر در تمامی طول کانال وجود داشت. اما به منظور بررسی اثر تبدیل بر روی تغییر خصوصیات هندسی ریپل، منظور از ارتفاع فرم بستر در واقع متوسط ارتفاع فرم بستر پس از دهانه تبدیل است و از این پارامتر در تمامی نمودارها استفاده شد. اصولاً تبدیل‌هایی که موجب کاهش عرض کانال می‌شوند، دیواره‌های ابتدایی آنها برای حرکت رسوبات همانند یک مانع یا آبشکن عمل کرده و بخشی از انرژی آب را به خود جذب کرده و موجب اتلاف انرژی می‌شوند. این امر سبب می‌شود که در حالت بدون تبدیل جریان آزادی بیشتری برای ایجاد فرم بستر ریپل داشته و ارتفاع فرم بستر بالاتر برود. طبیعی است که اگر این کاهش عرض با شیب تندتری انجام شود انرژی بیشتری تلف شده و اثر ممانعت آن برروی جریان آب بیشتر خواهد شد. به منظور بررسی اثر ممانعت تبدیل لازم است که در ادامه اتلاف انرژی را بررسی کنیم.

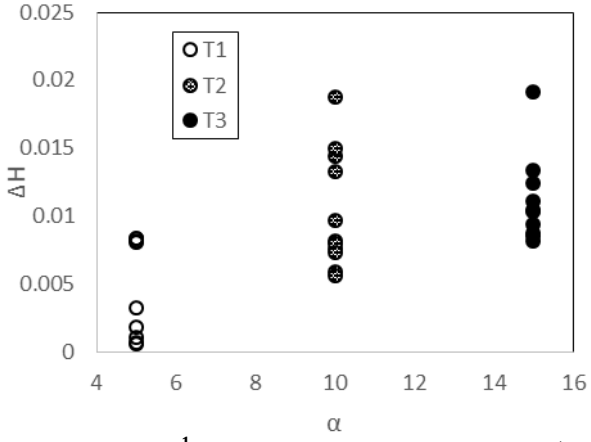
اثر تبدیل بر اتلاف انرژی

به منظور بررسی اثر دهانه تبدیل ورودی بر اتلاف انرژی جریان نمودارهایی در شکل (۵-الف) تا (۵-ج) رسم شده‌است. همانگونه که انتظار می‌رود با افزایش زاویه α ورودی تبدیل، در یک دبی ثابت، میزان اتلاف انرژی در دهانه تبدیل بیشتر شده‌است. محاسبه اتلاف انرژی بر اساس دو مقطع در ابتدا و انتهای دهانه صورت گرفته و با در دست داشتن عمق و سرعت جریان در این مقاطع انرژی محاسبه شد.



شکل ۵-ب- افزایش اتلاف انرژی در دبی $Q=12\ L.S^{-1}$

Figure 5-b- Increment in head loss in $Q=12\ L.S^{-1}$

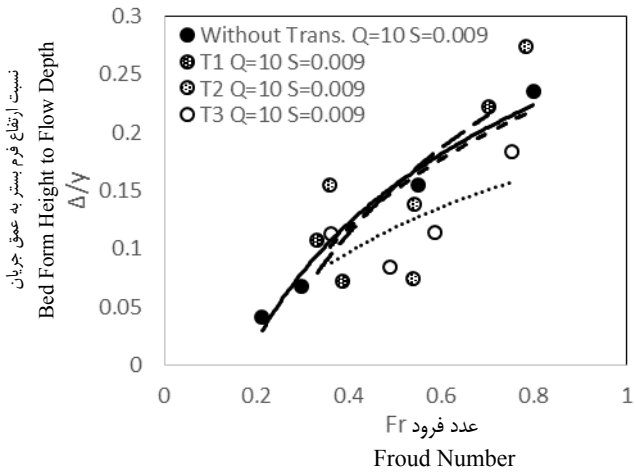


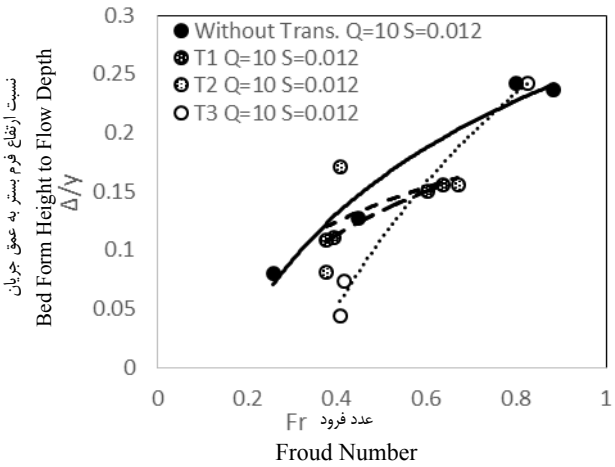
شکل ۵-ج- افزایش اتلاف انرژی در دبی $Q=14\ L.S^{-1}$

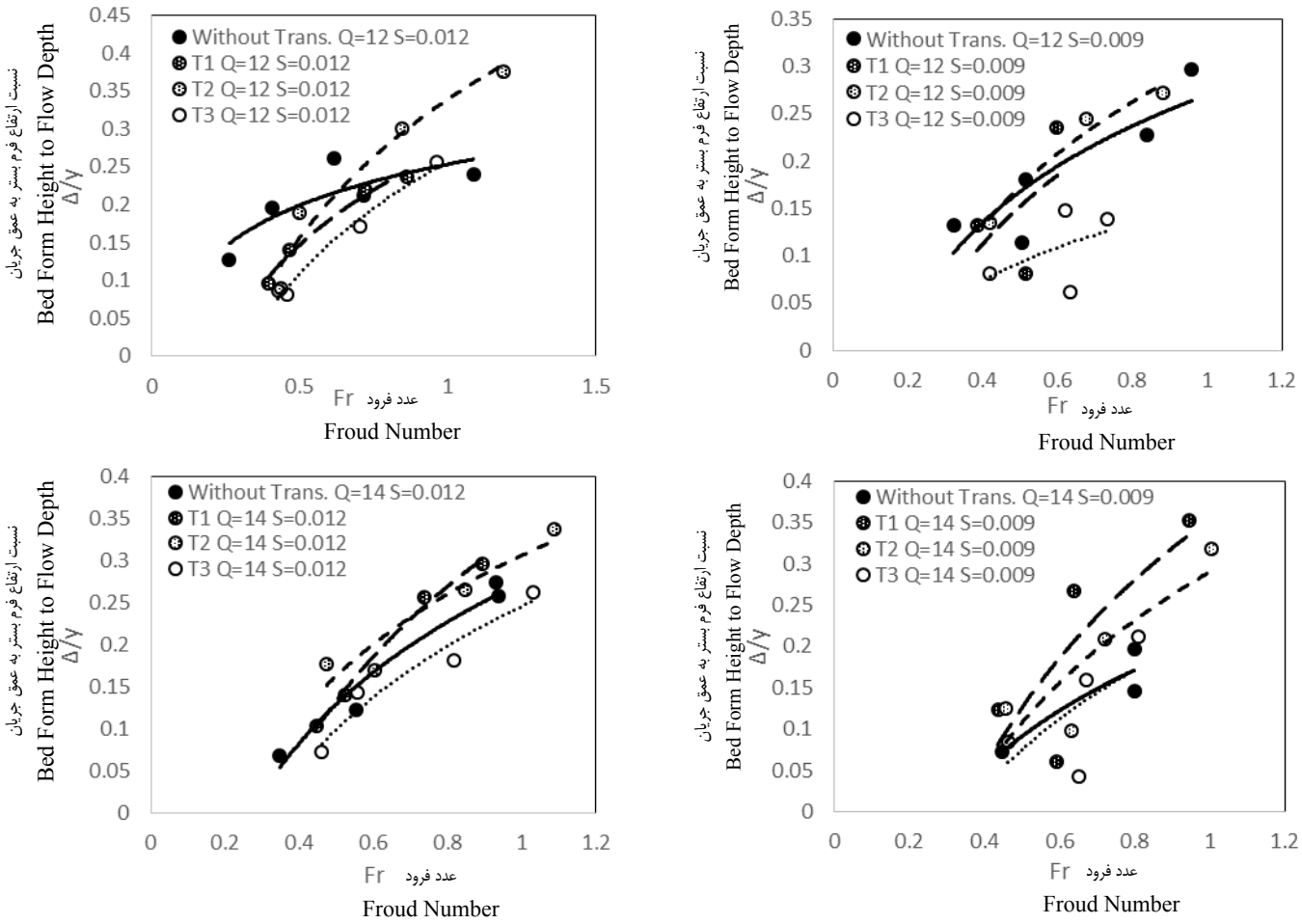
Figure 5-c- Increment in head loss in $Q=14\ L.S^{-1}$

اثر تبدیل بر ارتفاع فرم بستر

در بررسی تشکیل فرم بستر و مطالعه ارتفاع آن، در دبی‌های کم مانند دبی ۱۰ لیتربرثانیه همانگونه که در شکل (۶) مشاهده می‌شود با اندازه گیریانرژی جریان، انرژی به اندازه‌ای نیست که بتواند بر روی اثر ممانعت تبدیل‌های کاهش عرض فائق آید و دیواره‌ها بخش زیادی از انرژی را گرفته و بنابراین با افزایش زاویه α تبدیل (یعنی تندتر شدن شیب دیواره‌های تبدیل) همانگونه که در بخش قبل توضیح داده شد، ارتفاع فرم بستر ایجاد شده در محدوده تبدیل و پس از آن نسبت به حالت بدون تبدیل ۱۵ الی ۲۰ درصد کاهش یافته است. با افزایش بیشتر دبی، در دبی ۱۲ لیتربرثانیه طبیعی است که انرژی جریان ورودی به تبدیل بیشتر شده و حرکت آب قادر بوده است که فرم‌های بستر با ارتفاع بیشتری ایجاد کند. اما همچنان دبی ۱۲ لیتربرثانیه حالتی بینابین داشته و در α های تندتر قادر نبوده است که فرم بستر بزرگتری نسبت به حالت بدون تبدیل ایجادکند. با رسیدن دبی جریان به ۱۴ لیتربرثانیه انرژی جریان بیشتر شده و جریان در حضور تبدیل‌های کاهش دهنده عرض توانسته است ارتفاع فرم بستر بیشتری با افزایشی حدود ۱۰ الی ۱۲ درصد نسبت به حالت بدون تبدیل ایجاد کند و نسبت به دبی ۱۲ لیتربرثانیه ارتفاع فرم بستر بیشتر است. اما همچنان در این دبی نیز زاویه ۱۵ درجه که مربوط به تبدیل سوم است (بیشترین زاویه) مانعی بر سر راه جریان بوده و ارتفاع فرم بستر تشکیل شده در این تبدیل نسبت به حالت بدون تبدیل حدود ۱۲ درصد کمتر است. خطوطی که در بین نقاط برازش داده شده‌اند به منظور تشخیص سریع‌تر روند بوده و براساس بالاترین میزان R^2 در بین برازش‌های موجود انتخاب شده‌اند.







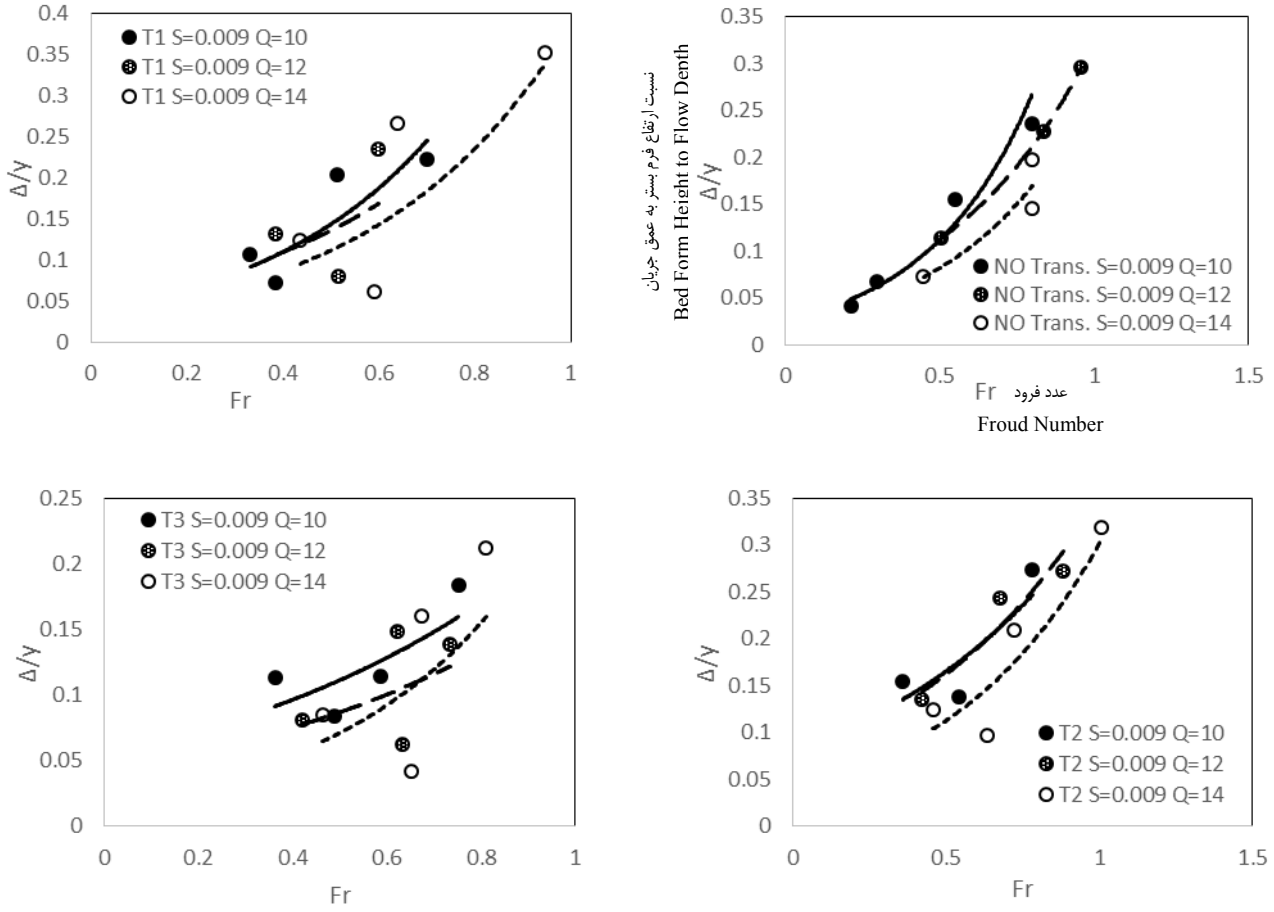
شکل ٦- تغییرات ارتفاع فرم بستر

Figure 6- Variation in bed form height

مقایسه اثر افزایش دبی

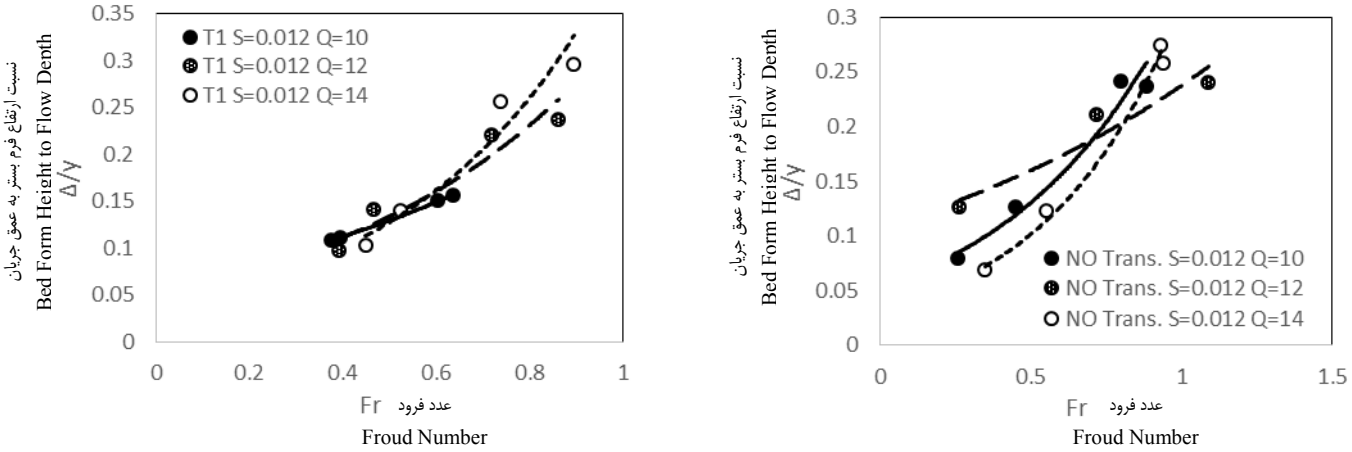
با توجه به شکل‌های (۷-الف) و (۷-ب) در شیب ثابت ۰/۰۰۹ مشاهده شد که با افزایش دبی در هریک از حالت‌های با تبدیل و بدون تبدیل، در یک عدد فرود ثابت ارتفاع فرم بستر کاهش پیدا کرده است. این امر بدان علت است که با ثابت ماندن عدد فرود و افزایش دبی بایستی عمق و سرعت هر دو افزایش پیدا کرده باشند و با افزایش عمق آب پارامتر $\frac{\Delta}{y}$ کم شده است.

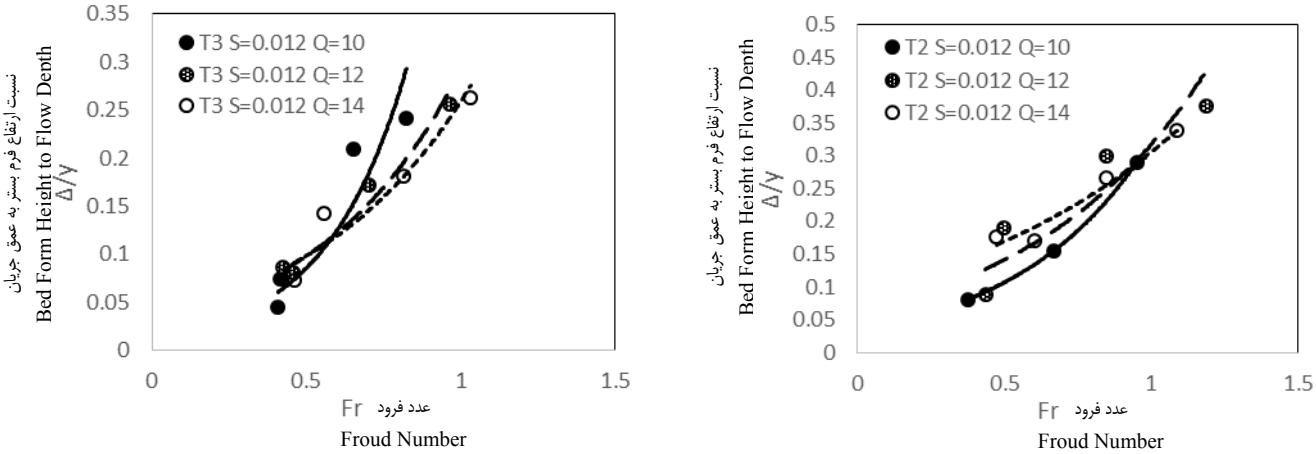
اما زمانیکه شیب را افزایش دادیم و به مقدار ۰/۰۱۲ رسید (شکل (ب)) در این حالت اثر افزایش سرعت بر روی افزایش ارتفاع فرم بستر نسبت به افزایش y غلبه داشته و در حالت بدون تبدیل ارتفاع فرم بستر شروع به افزایش کرده است. چنانچه مشاهده می شود در حالت تبدیل T1 که زاویه α آن از همه کمتر است ارتفاع فرم بستر با افزایش دبی زیاد شده است. در تبدیل T2 این افزایش ارتفاع فرم ادامه یافته است. اما با رسیدن به تبدیل T3 که شیب تندی داشت با افزایش دبی حتی در شیب ۰/۰۱۲ جریان آب نتوانست به رسوبات غلبه کرده و با افزایش دبی، اثر افزایش عمق آب همچنان بیشتر از تأثیر افزایش سرعت بود. به عبارت دیگر زاویه α نقش بازدارنده در مقابل جریان آب داشت.



شکل ۷-الف- اثر افزایش دبی بر ارتفاع فرم بستر در شیب ۰/۰۰۹

Figure 7-a- Effect of increment in discharge on bed form height in S=0.009





شکل ۷-ب- اثر افزایش دبی بر ارتفاع فرم بستر در شیب ۰/۰۱۲

Figure 7-a- Effect of increment in discharge on bed form height in S=0.012

نتیجه‌گیری کلی

به منظور بررسی اثر تبدیل‌های کاهش دهنده عرض در شرایط هیدرولیکی مختلف بر روی ارتفاع فرم بستر آزمایش‌هایی انجام شد و مقادیر اتلاف انرژی به کمک اندازه‌گیری عمق آب و محاسبه سرعت جریان در مقاطع مختلف محاسبه گردید. توپوگرافی بستر رسوبی در خط مرکزی کانال برداشت شد و میزان متوسط ارتفاع فرم بستر در محدوده تبدیل و پس از آن در هر آزمایش محاسبه گردید. از این بررسی‌ها چنین حاصل می‌شود که اولاً تبدیل‌های کاهش دهنده عرض می‌توانند به نوعی در کاهش آبشستگی، تشکیل فرم بستر و انتقال رسوبات به پایین دست نقش مؤثری داشته و به نوعی انتقال رسوبات را حدود ۱۵ الی ۲۰ درصد کم کنند زیرا مانند یک مانع در حرکت رسوبات عمل‌می‌کنند. در قسمت ورودی تبدیل با افزایش زاویه ورودی میزان اتلاف انرژی بیشتر می‌شود.

دوماً اثر تبدیل‌ها بر روی کاهش عرض و همچنین کاهش انتقال رسوبات تا حد مشخصی می‌تواند مؤثر باشد. از نتایج تحلیل بر می‌آید که اگر چنانچه دبی بیش از ۱۴ لیتر برثانیه در کانال اعمال شود و یا زوایای تندتری برای تبدیل در نظرگرفته شود ممکن است حتی تبدیل نقش مانع بودن خود را از دست داده و به نوعی به علت افزایش تلاطم در ابتدا و در طول مقطع تنگ شده ممکن است رسوبات بیشتری را به پایین دست منتقل نماید و آبشستگی را افزایش دهد.

در شیب ثابت ۰/۰۰۹ مشاهده شد که با افزایش دبی در هریک از حالت‌های با تبدیل و بدون تبدیل، در یک عدد فرود ثابت ارتفاع فرم بستر کاهش پیدا کرد. زیرا با ثابت ماندن عدد فرود و افزایش دبی، عمق و سرعت هر دو افزایش پیدا کرد و با افزایش عمق آب پارامتر $\frac{\Delta}{y}$ کم شد. در شیب ۰/۰۱۲ اثر افزایش سرعت بر روی افزایش ارتفاع فرم بستر نسبت به افزایش yغلبه داشته و در حالت بدون تبدیل ارتفاع فرم بستر شروع به افزایش کرد. در تبدیل T1 ارتفاع فرم بستر با افزایش دبی زیاد شد. در تبدیل T2 این افزایش ارتفاع فرم ادامه یافته است. اما با رسیدن به تبدیل T3 با افزایش دبی حتی در شیب ۰/۰۱۲ اثر افزایش عمق آب همچنان بیشتر از تأثیر افزایش سرعت بود. به عبارت دیگر زاویه α نقش بازدارنده در مقابل جریان آب داشت.

منابع

1- Bennett S.J., and Bridge J.S.,1995. The geometry and dynamics of low-relief bed forms in heterogeneous sediment in a laboratory channel, and their relationship to water flow and sediment transport, Journal of Sediment Resources. A65: 29–39.

2- Chegini A H N., and Pender G., 2012. Determination of smile size bedload transport and its related bedform under different uniform flow conditions, WSEAS Transactions on Environment and Development. 4(8): 158-167.

3- Coleman S. E., and Melville B. W. 1994. Bed-form development, Journal of HydraulicEngineering, ASCE. 120: 544-560.

4- Esmaili K., Kashefipoor M., ShafaeiBajestani M., 2009. The Effect of Bed Form on Roughness Coefficient in Unsteady Flows Using a Combined Numerical and Laboratory Method, Journal of Water and Soil, 23(3): 136-144. (in Persian with English Abstract).

5- Karim F., 1999. Bed-form geometry in sand-bed flows,Journal of HydraulicEngineering, ASCE. 125(12):1253-

1261.
6- Lajeunesse E., Malverti L. and Charu F. 2010. Bed load transport in turbulent flow at the grain scale: Experiments and modeling, Journal of Geophys. Research. 115(3): 145-159.
7- Omid M., Mahdavi A., Naryanan R., 2003. Effect of bed-load transport on flow resistance in rigid boundary channels, IAHR Congress, Thessaloniki, Greece. 5:78-96.
8- Simons D.B., and Richardson E.V., 1965. Resistance to flow in alluvial channels, Geological survey Professional paper, 422-J.
9- Southardj B., and Boxjchwall A. 1973, Flume experiments on the transition from ripples to lower flat bed with increasing sand size. Journal of sediment and Petrol. 43(2): 193-217.
10- Vanoni V. A., and Brooks N. H. 1957. Laboratory studies of the roughness and suspended load of alluvial streams, Sedimentation Laboratory, California Institute of Technology, Passadena, Calif. 12(3):231-293.
11- Van Rijn L. C., 1984. Sediment transport, Part 1: Bed-load transport,Journal of HydraulicEngineering, ASCE. 110(10),1431-1456.
12- Van Rijn L. C., 1984. Sediment transport, Part 3: Bed forms and alluvial roughness,Journal of HydraulicEngineering, ASCE. 110(12), 1733-1754.
13- Van Rijn L. C., 2007. Unified view of sediment transport by currents and waves.I: Initiation of motion, bed roughness and bed-load transport,Journal of HydraulicEngineering, ASCE. 133(6): 649-667.
14- Venditti J. G., Church M. A., and Bennett S. J. 2005. Bed form initiation from a flat sand bed, Jou. Geophys. Research, Vol 110:40-92.
15- Williams P. G., 1970. Flume width and water depth effects in sediment-transport experiments, USGS Professional paper, 562: 79-124.
16- Wu W M. and S S Y., Wang 1999. Movable bed roughness in alluvial rivers, Journal of HydraulicEngineering, ASCE. 125(12): 1309-1312.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 28-39

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۳۹-۲۸

Study of Width Reduced Transition Effects on Ripple Bed Form Height in Various Hydraulic Conditions

E. Roshani[1*]- A. Hussienzade Dalir[2] – D. Farsadizade[3]–F. Salmasi[4]

Received: 07-09-2015
Accepted: 20-07-2016

Introduction: In alluvial streams, water flow affects the sediment and transports them to the downstream constantly. In the meantime, bed forms will be created on stream bed with various dimensions and in different conditions. In this paper experiments have been done to study the influences of width reduced transitions on the height of ripple forms. These transitions are made with different angel 5, 10 and 15 degrees. Based on Van Rijn (7), when the sediment particles are smaller than 500 μm, if the flow velocity exceeds about 10 to 20 percent of critical velocity for starting the particle movement, small ripples grow on the bed surface. Ripple profiles have an asymmetric shape which has steep slope at the upstream and mild slope at the downstream. If the particles are bigger, flow velocity should be higher too in order to create taller ripples and in this situation a variety of bed form height and length will occur. There is a lot of research associated to bed form formation in alluvial beds like Van Rijn (4 and 7), Karim (2009), Omid and et al (2010), Chegini and Pender (2012) and Esmaili and et al (2009). But in none of them a width reduced transition has applied. The mail part of this research is specified to the effects of width reduced transitions on the dimension of ripple bed form.

Methods and Materials: Experiments were done in the hydraulic laboratory of water engineering faculty of Tabriz University. The flume had a 6 m long, 50 cm height and 50 cm wide flume. The α (angle of transition at the beginning) was different. The sediment particles had $D_{50} = 0.86\,mm$ and $\rho_s = 2300 gr.cm^{-3}$. The sediment flow was directly injected to the main flow from the upstream carefully. Water level was measured with scales installed on the glass wall of the flume and sediments were collected with the help of a sand trap located at the end of the flume. Experiments were classified in three discharges of 10, 12 and 14 $L.S^{-1}$and in 0, 0.006, 0.009, 0.012 and 0.015 slopes of the channel. π Buckingham method was used to obtain a dimensionless relationship such as $\frac{\Delta}{y} = f(F_r, \alpha)$. In which the Δ is the bed form height, y is the flow depth, Fr is the Froud number and the α is the transition angle at the beginning part of it. To compare the situation of having transitions with the absence of any transition, was studied as a witness type. Totally, 136 experiments were done.

Results and Discussion: The changes in the bed form height based on different Froud Numbers, are exhibited in a series of curves. Basically, transitions which shortened the flow width, in low discharges, the initial walls of these transitions act like a barrier and absorb a significant amount of flow intensity. Therefore, when there is no such a transition, it is accepted that the flow has more freedom and as a result bed form height will grow bigger. Naturally, if the reduction of the channel width was milder, the barrier effect on the flow would be smaller slight. In study of bed form shaping and its height, in low discharges (e. 10 $L.S^{-1}$) the flow intensity is not strong enough to conquer the barrier role of the transitions and however with increasing angle of the transition, the bed forms height in the transition area decreased. For the 12 $L.S^{-1}$discharge the flow intensity is more and the power of entering flow to the transition is higher and ripples with taller height exist. But the point is that the 12 $lit.s^{-1}$ is still a transition stage, it means that when the discharge reaches to 14 $L.S^{-1}$, the bed form height has increased about 10 to 12 percent, comparing with no transitions. Another important issue is that, in any situation, transitions with $\alpha = 15°$ have a strong barrier role against the flow and they always reduce the bed form height.

Conclusions: It can conclude that width reduced transitions can decrease scours slightly and therefore sediment transitions was reduced about 15 to 20 percent, compared with no transitions installed on the flume. The results show that if the discharge exceeds 14 $L.S^{-1}$ or if steeper angles for the initial part of the transitions are used, the transition loses the barrier role and even they increases turbulences at the beginning and much more sediment would pass through the transition area due to higher velocities.

Keywords: Alluvial Beds, Entrannce Transition Angle, Sediment Movements, Ripple

1, 2, 3 and 4- Ph.D. Graduate, Professor and Associated Professors Department of Water Engineering, Tabriz University
(*- Corresponding Author Email: Elhm.roshani@gmail.com)

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 40-50

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۵۰-۴۰

شناسایی چاه‌های مؤثر در تعیین عمق آب زیرزمینی دشت ارومیه با استفاده از آنالیز مؤلفه‌های اصلی

سحر بابایی حصار[۱*] – قاسم همدمی[۲] – هدی قاسمیه[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۶/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۵/۱۱

چکیده

در بسیاری از مطالعات به علت وجود حجم بسیار زیادی از اطلاعات، فرآیند تحلیل داده‌ها بسیار زمان‌بر و هزینه‌بر است. آنالیز مؤلفه‌های اصلی، از جمله روش‌هایی است که با شناسایی داده‌های کم اهمیت، داده‌هایی که بیشترین سهم را در توجیه واریانس دارند، حفظ می‌کند. در این تحقیق، میانگین سالانه سطح آب زیرزمینی ۵۱ چاه بهره‌برداری با طول آماری ۱۰ ساله (۱۳۸۱–۱۳۹۰) با استفاده از تکنیک آنالیز مؤلفه‌های اصلی مورد بررسی قرار گرفت تا چاه‌های مؤثر در تعیین سطح تراز آب زیرزمینی این دشت مشخص گردد. با شناسایی چاه‌های با اهمیت، نقاط مهم جهت نمونه‌برداری معلوم می‌شود و پایش تراز آب زیرزمینی صرفاً در این چاه‌ها انجام می‌گردد. به این وسیله می‌توان تا حد زیادی در هزینه و زمان مطالعات صرفه‌جویی کرد. با انجام آنالیز مؤلفه‌های اصلی، اهمیت نسبی هر چاه بین ۰ (برای چاه غیر مؤثر) تا ۱ (برای چاه کاملا مؤثر) محاسبه شد. با حذف چاه‌های کم‌اهمیت که تعداد آن‌ها حدوداً نصف کل چاه‌ها است، ضریب تغییرات سطح ایستابی از ۱/۳۸ به ۰/۷۲ (۵۰ درصد) کاهش یافت و خطای تعیین سطح ایستابی کمتر از ۱۵ درصد به دست آمد که دلیل آن را می‌توان حذف چاه‌هایی عنوان کرد که میانگین تراز آب آن‌ها اختلاف چشمگیری با چاه‌های باقی‌مانده دارد.

واژه‌های کلیدی: آب زیرزمینی، پایش، دشت ارومیه، چاه مؤثر، ضریب تغییرات

مقدمه

آب زیرزمینی، مهم‌ترین منبع تأمین آب مصرفی خانگی و شرب در اغلب مناطق جهان به شمار می‌رود (۱۳). به همین دلیل پایش مداوم تراز آب زیرزمینی در مدیریت آن نقش بسزایی خواهد داشت. اما معمولاً به دلیل وجود حجم بالای اطلاعات، ارزیابی سطح ایستابی مستلزم صرف هزینه و زمان زیادی است. لذا در بسیاری از مطالعات باید از نمونه‌هایی که اطلاعات چندانی در اختیار نمی‌گذارند، صرف نظر کرد. به این طریق می‌توان در هزینه و زمان صرفه‌جویی نمود (۱۶). آنالیز مؤلفه های اصلی[۴]، یک روش بهینه ریاضی برای کاهش حجم داده‌ها و تبدیل متغیرهای اولیه به چند مؤلفه محدود است (۱۱) در این روش با توجه به ساختار داده‌ها، عوامل ایجاد تغییرات که مؤلفه‌های اصلی یا نهان نامیده می‌شوند، شناسایی می‌شود (۱۷) به این ترتیب می‌توان پس از شناسایی مؤلفه‌هایی که بیشترین تغییرات واریانس را ایجاد می‌کنند، متغیرهایی را که بالاترین ضریب همبستگی[۵] را با مؤلفه‌های اصلی دارند، استخراج کرد.

تکنیک آنالیز مؤلفه‌های اصلی، به طور وسیع در آب‌های سطحی و زیرزمینی استفاده می‌شود (۲۳). گرونتان و راویچاندران (۷) برای شناسایی کیفیت آبخوان‌های آزاد ایتالیا از روش آنالیز مؤلفه‌های اصلی استفاده کردند و تبخیر، سیکل آبیاری و جنس سنگ بستر را به عنوان متغیرهای اصلی معرفی نمودند. هلنا و همکاران (۸) از تکنیک آنالیز مؤلفه‌های اصلی به منظور ارزیابی تغییرات زمانی کیفیت آب بین ابتدا و انتهای دوره آبیاری بهره بردند. سانچزمارتوس و همکاران (۲۱)، از تکنیک آنالیز مؤلفه‌های اصلی برای تعیین متغیرهای مؤثر در آنالیز کیفیت آب زیرزمینی در تعدادی از چاه‌های واقع در ایالت آلمریا در اسپانیا استفاده کردند. بر اساس نتایج به دست آمده، سه متغیر سولفات، دما و موجودات زنده بیشترین تأثیر را در تغییر کیفیت آب زیرزمینی داشته‌اند. دبلس و همکاران (۴) در بررسی کیفیت آب

۱ و ۳- دانشجوی دوره دکتری علوم و مهندسی آبخیزداری و استادیار، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان
(*- نویسنده مسئول: Email: Babaei.sah@gmail.com)
۲- دانش آموخته کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گرگان
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.48750

4- Principal Component Analysis
5- Correlation Coefficient

زیرزمینی، شاخصی را با استفاده از متغیرهای DO، COD و pH به کمک روش آنالیز مؤلفه‌های اصلی پیشنهاد کردند. ایسن و همکاران (۱۰) برای تعیین عوامل مؤثر در کیفیت دریاچه اوتاب در ترکیه با استفاده از آنالیز مؤلفه‌های اصلی، سه عامل میکروبیولوژی و مواد مغذی و فاکتور فیزیکوشیمیایی را مؤثر دانستند. نتایج تحقیق، حاکی از تأثیر ۷۷ درصدی عوامل مذکور بر کیفیت آب دریاچه بود. تاگوس و همکاران (۲۶) در بررسی رابطه میان دبی روزانه و دبی لحظه‌ای، از روش آنالیز مؤلفه‌های اصلی استفاده کردند. وان (۲۸) به منظور سهولت بررسی تغییر اقلیم، یک متغیر جدید (Z) را با استفاده از داده‌های ۳۰ ساله دمای تر و خشک و تابش خورشید و با بهره‌مندی از روش آنالیز مؤلفه‌های اصلی در ۵ منطقه از چین ارائه کرد. هو و همکاران (۹) به منظور بررسی افزایش میزان فلوراید در آب شرب در ۱۱۱ چاه واقع در دو منطقه شانکزی و اینر مانگولیا در چین، روش آنالیز مؤلفه‌های اصلی را مورد استفاده قرار داد. بر اساس نتایج این تحقیق، افزایش میزان فلوراید در منطقه مانگولیا، عمدتاً ناشی از فعالیت‌های کشاورزی و معدن‌کاوی است. ون‌برگ و همکاران (۲۷)، عوامل مؤثر در افزایش ماده آترازین را با استفاده از آنالیز مؤلفه‌های اصلی در ۶۰ چاه واقع در آبخوان‌های کم‌عمق آلمان مورد بررسی قرار دادند. بر اساس نتایج تحقیق، کاربری کشاورزی مهم‌ترین منبع آلاینده آترزین تشخیص داده شد.

محمدزاده و حیدری‌زاد (۱۲) با مطالعه هیدروشیمیایی آب دریاچه سد کارده و منابع آب زیرزمینی منطقه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی نمونه‌های آب، نشان دادند که کیفیت منابع آب زیرزمینی و سطحی به طور گسترده‌ای وابسته به لیتولوژی منطقه است. نوری قیداری (۱۴)، چاه‌های مؤثر[1] در تعیین تراز آب زیرزمینی دشت قیدار را شناسایی کرد. در این تحقیق، چاه‌های کم‌اهمیت با استفاده از آنالیز مؤلفه‌های اصلی تعیین گردید. بر اساس نتایج به دست آمده مشخص شد که با حذف چاه‌هایی که اهمیت نسبی آنها کمتر از ۰/۵ است، ضریب تغییرات آب زیرزمینی نسبت به موقعی که از کل چاه‌ها استفاده می‌شود تغییر چندانی نمی‌یابد. رضئی و عزیزی (۲)، رژیم بارشی غرب ایران را با استفاده از آنالیز مؤلفه‌های اصلی و خوشه‌بندی، منطقه‌بندی کردند. در این تحقیق ۱۰ پارامتر مورد استفاده در تحلیل مؤلفه‌های اصلی به چهار مؤلفه کاهش یافت. ایستگاه‌های مورد استفاده در این تجزیه و تحلیل، گروه‌بندی و غرب ایران به پنج زیرمنطقه همگن تقسیم شد. نتیجه نشان داد که روند ناهمواری‌ها و عرض جغرافیایی در مرزبندی و تفاوت‌های مکانی بین مناطق، نقش بسیار مهمی دارند. عساکره و بیات (۱)، مشخصات بارش سالانه شهر زنجان را به کمک آنالیز مؤلفه‌های اصلی بررسی کردند. در این مطالعه، برخی مشخصات آماری بارش سالانه شهر زنجان در معرض آنالیز مؤلفه‌های اصلی قرار گرفت. نتایج نشان داد که با چهار مؤلفه می‌توان بیش از ۹۵ درصد از تغییرات بارش سالانه را توضیح داد. بارش سالانه، توزیع فراوانی، بارش بیشینه و تعداد روزهای بارانی به‌ترتیب نماینده مؤلفه اول تا چهارم بوده است. پوراصغر و همکاران (۱۹) رژیم بارش‌های نیمه جنوبی ایران را با بهره‌گیری از تکنیک آنالیز مؤلفه‌های اصلی پهنه‌بندی کردند. نتایج آنالیز مؤلفه اصلی بارش سالانه، پنج مؤلفه را نشان داد که مجموعاً ۶۸ درصد کل واریانس بارش را توصیف می کند. مؤلفه های اصلی بارش سالانه در نیمه جنوبی ایران توسط گردش جوی کنترل می‌شوند. تحلیل‌ها نشان داد که بارش سالانه در نیمه جنوبی ایران اساساً به کم‌فشار سودانی و مدیترانه ارتباط داده می‌شود. از دیگر تحقیقات انجام شده در زمینه مطالعات اقلیمی و هیدرولوژیکی با استفاده از آنالیز مولفه‌های اصلی می‌توان به مطالعات انجام شده توسط اسنایزر و همکاران (۲۵)، بالافوتیس (۳) و استاتیس و همکاران (۲۴) اشاره کرد.

مطالعه سوابق تحقیق در ایران و جهان، نشان می‌دهد اغلب مطالعاتی که در زمینه پایش آب زیرزمینی با استفاده از روش PCA انجام شده است در رابطه با کیفیت آن بوده و بررسی کمیت آب زیرزمینی کمتر مورد توجه قرار گرفته است. در تحقیق حاضر با بهره‌گیری از آنالیز مؤلفه‌های اصلی، اقدام به شناسایی چاه‌هایی شد که بیشترین تأثیر را در پایش سطح ایستابی دشت ارومیه و در نتیجه، تخمین حجم آبخوان دارند. از آنجا استفاده از اطلاعات آماری تمامی چاه‌ها (مخصوصا در دشت‌های وسیع) سبب پیچیدگی مدل‌سازی‌ها می‌شود؛ لذا با شناسایی چاه‌های موثر، می‌توان بر حسب دقت مورد نیاز، پایش و مدل‌سازی سطح ایستابی را صرفا به این چاه‌ها محدود کرد و در هزینه و زمان تا حد زیادی صرفه‌جویی نمود.

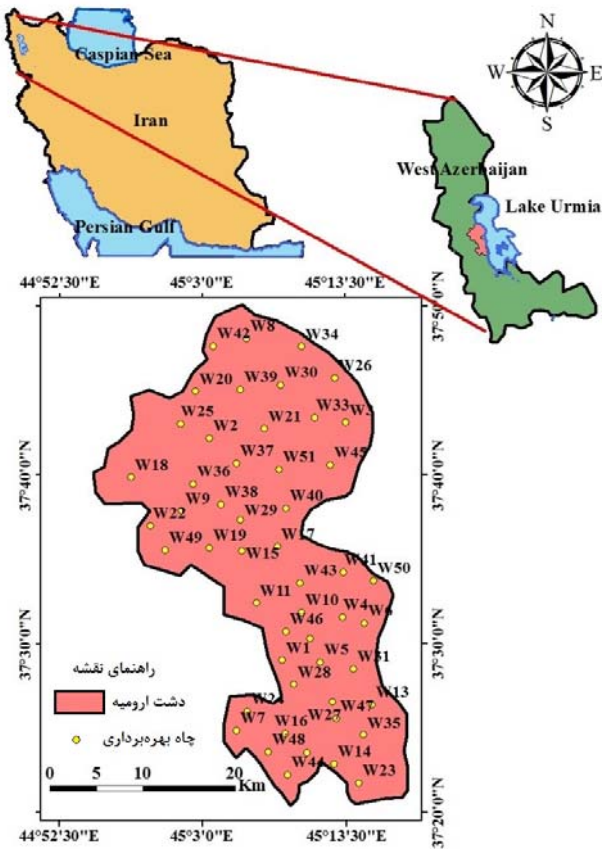
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه واقع در استان آذربایجان غربی دارای مساحتی بیش از ۹۶۲ کیلومتر مربع است. این منطقه در حد فاصل عرض‌های جغرافیایی ´۲۱ °۳۷ تا ´۴۹ °۳۷ شمالی و طول‌های جغرافیایی ´۵۷ °۴۴ تا ´۱۶ °۴۵ شرقی واقع شده است. میانگین سالانه بارندگی در این منطقه ۳۵۰ تا۴۰۰ میلی‌متر بوده و بر اساس روش کوپن این منطقه دارای اقلیم استپی نیمه‌خشک است. دشت مورد مطالعه در امتداد ناحیه کوهستانی شمال غربی کشور که به منطقه هموار دریاچه ارومیه ختم می‌شود؛ قرار دارد و عمق متوسط آبخوان در حدود ۷/۵ متر و افت متوسط آن در طول دوره آماره تقریبا ۰/۵ متر می‌باشد. منطقه مورد مطالعه دارای منابع آب زیرزمینی وسیعی است که اخیراً در نتیجه توسعه شهرنشینی و نیز افزایش کاربری‌هایی همچون کشاورزی و باغداری، بهره‌برداری بیش از حد

1- Effective Well

مجاز در آن صورت گرفته و سطح ایستابی آب زیرزمینی در آن، کاهش چشمگیری پیدا کرده است. کاهش نزولات جوی نیز، موجب تشدید این فرآیند طی سال‌های اخیر شده است (۶). شکل ۱، گستره جغرافیایی محدوده مورد مطالعه و نحوه پراکنش چاه‌های آب را نمایش می‌دهد. در این تحقیق از آمار میانگین سالانه سطح آب زیرزمینی ۵۱ حلقه چاه نظارت شده توسط وزارت نیرو استفاده شده است. داده‌های سالانه سطح آب چاه‌ها از سال ۱۳۹۰-۱۳۸۱ در آنالیز اطلاعات مورد استفاده قرار گرفته است.



شکل ۱- نقشه موقعیت دشت ارومیه در استان آذربایجان غربی و چاه‌های مورد بررسی

Figure 1- Location map of Urmia plain in West Azerbaijan province and considered wells

روش تحقیق

در این تحقیق جهت شناسایی چاه‌های موثر در تعیین تراز آب زیرزمینی دشت ارومیه از تکنیک آنالیز مؤلفه‌های اصلی بهره گرفته شد. به طوریکه ابتدا برای تعیین میزان اثر هر چاه با توجه به تعداد دفعات شرکت آن در آنالیزها و همچنین دفعات مؤثر بودن آن، رتبه هر چاه تعیین شد. در مرحله بعد با استفاده از دو معیار ضریب تغییرات و میزان خطای سطح ایستابی، چاه‌های غیرمؤثر شناسایی و حذف گردید. در ادامه به تشریح روش کار پرداخته می‌شود.

در آنالیز مؤلفه‌های اصلی، اطلاعات ورودی به صورت یک ماتریس n*p فرض می‌شود که n، تعداد مشاهدات است که در این تحقیق، تعداد سال‌های آماری است. p، متغیرهای مورد آنالیز است که در واقع تعداد چاه‌هایی است که سطح آب زیرزمینی در آنها اندازه‌گیری می‌شود. در روش آنالیز مؤلفه‌های اصلی، هر مؤلفه به صورت تابع خطی زیر تعریف می‌گردد (۲۲ و ۲۶):

$$\begin{aligned} Z_1&=Xa_1=a_{1,1}x_1+a_{2,1}x_2+\ldots+a_{p,1}x_p \\ Z_2&=Xa_2=a_{1,2}x_1+a_{2,2}x_2+\ldots+a_{p,2}x_p \\ Z_p&=Xa_p=a_{1,p}x_1+a_{2,p}x_2+\ldots+a_{p,p}x_p \end{aligned} \quad (۱)$$

که در آن $a_{i,j}$ عنصر i ام از مؤلفه اصلی j ام بوده و a_j ضریب تبدیل متغیرهای اصلی (X) به j امین مؤلفه اصلی (Z_j) است. با استفاده از خواص ماتریس‌ها می‌توان ثابت کرد که ضرایب مؤلفه‌های اصلی (a_j)، بردارهای ویژه مربوط به ماتریس کوواریانس، S هستند. مقدار و بردار ویژه ماتریس s از روابط زیر محاسبه می‌گردد.

$$|S-\lambda I|=0 \quad (۲)$$

در رابطه فوق، اگر p تعداد چاه‌ها باشد؛ آنگاه I یک ماتریس واحد P*1 بوده و S ماتریس کواریانس مرتبه P است که از رابطه (۳) محاسبه می‌گردد:

$$S=X^T.X/n-1 \quad (۳)$$

علامت ترانهاده است. محدودیت‌های حل معادله Tدر رابطه بالا، فوق عبارتند از:

عمود بودن بردارهای ویژه $(a^T_j a_i=a^T_i a_j=0, i\neq j)$

نرمال یا یکه بودن بردارهای ویژه $(a^T_j a_j=1)$ محدودیت‌های ذکر شده باعث می‌شود جواب‌های معادله ۲ یگانه باشد و مؤلفه‌های اصلی، مستقل شوند. اگر $a_1, a_2, \ldots, a_p$ به ترتیب بردارهای ویژه مربوط به مقادیر ویژه $\lambda_1, \lambda_2, \ldots, \lambda_p$ باشند، آنگاه معادله ۱ به صورت زیر نمایش داده می‌شود.

$$Z=XA \quad (۴)$$

که در آن $Z=(z_1, z_2, \ldots, z_p)$ و $A=(a_1, a_2, \ldots, a_p)$ است. واریانس مؤلفه‌های اصلی، z_j همان مقادیر ویژه متناظر آنها است. یعنی واریانس اولین مؤلفه اصلی برابر λ_1 است. بنابراین اولین مؤلفه، بیشترین واریانس را ایجاد می‌کند و نشان‌دهنده این است که اولین مؤلفه، قابلیت بیشتری در شناسایی تغییرات دارد. اولین مولفه اصلی، آن خطی است که امتداد آن منطبق با بیشترین پراکندگی قابل مشاهده در داده‌های اصلی است. دومین مولفه اصلی دارای واریانس λ_2 بوده و از لحاظ مقدار واریانس در رتبه دوم قرار می‌گیرد و امتداد آن در راستایی است که پراکندگی قابل مشاهده داده‌ها در رتبه دوم قرار دارد. بقیه مولفه‌های اصلی نیز به همین ترتیب توصیف می‌گردند. مولفه‌های اصلی از مرکز داده‌های اصلی عبور کرده و دو به دو برهم عمود هستند.

برای محاسبه اهمیت نسبی هر چاه، از ضریب همبستگی بین مؤلفه‌های اصلی و داده‌های مشاهده شده استفاده می‌گردد. ضریب همبستگی چاه با مؤلفه اصلی از رابطه (۵) به دست می‌آید:

$$Cor(z_j,x_j)=\lambda_j^{1/2}a_{i,j} \quad (۵)$$

در رابطه فوق، $a_{i,j}$ عنصر i ام از مؤلفه اصلی j ام است. هر چقدر این ضریب بالا باشد، نشان‌دهنده بالا بودن اهمیت نسبی چاه است (۲۲).

در این تحقیق برای محاسبه اهمیت نسبی هر چاه به ازای هر یک از چاه‌های واقع در منطقه، تعداد ۱۰ چاه با نزدیکترین همسایگی با چاه مورد نظر، شناسایی شدند. تعداد چاه‌ها (p) طبق یک قاعده کلی باید کمتر یا حداکثر برابر تعداد مشاهدات (n) که در اینجا همان تعداد سال‌های آماری است، باشد (۱۸). برای مثال برای پایش چاه w_{21}، ۱۰ چاه مجاور یعنی $w_2, w_3, w_{20}, w_{26}, w_{30}, w_{33}, w_{37}, w_{39}, w_{45}, w_{51}$ مورد آنالیز قرار گرفته است. بنابراین به ازای هر چاه یک ماتریس ۱۰*۱۰ وجود خواهد داشت. لازم به ذکر است در پایش چاه‌های مجاور یک چاه مشخص، از داده‌های خود چاه استفاده نمی‌شود.

در ادامه، برای هر کدام از چاه‌ها یک بار آنالیز مؤلفه‌های اصلی انجام شد تا ضریب همبستگی هر چاه با چاه مورد نظر مشخص شود. در انتخاب چاه‌های مؤثر، چاه‌هایی که ضریب همبستگی کمتر از ۰/۹ داشته‌اند، حذف گردید (۷ و ۱۴). به این ترتیب برای هر آنالیز، تعدادی چاه به عنوان چاه مؤثر شناسایی شدند و در نهایت، تعداد دفعاتی که هر چاه در آنالیز شرکت کرده است و همچنین تعداد دفعاتی را که به عنوان چاه مؤثر شناخته شده است، مشخص گردید. اهمیت نسبی هر چاه در واقع، نسبت تعداد دفعات مؤثر بودن چاه به تعداد دفعاتی است که آن چاه در آنالیز شرکت داده شده است. این نسبت، نشان‌دهنده اولویت هر چاه نسبت به سایر چاه‌ها در تعیین تراز آب زیرزمینی است و هر اندازه اهمیت نسبی یک چاه بیشتر باشد، تأثیر بیشتری در پایش سطح ایستابی خواهد داشت. برای رتبه‌بندی چاه‌ها، حدود آستانه برابر با ۰، ۰/۲، ۰/۴، ۰/۶، ۰/۸ و ۱/۰ در نظر گرفته شده است. در آستانه ۱، صرفاً چاه‌هایی باقی می‌مانند که دارای رتبه ۱ هستند (چاه‌هایی که در کلیه آنالیزها به عنوان چاه مؤثر شناخته شده‌اند) و آستانه ۰، شامل کلیه چاه‌های مؤثر و غیرمؤثر است (۱۴).

به منظور بررسی اثر حذف هر چاه از محاسبات سطح آب زیرزمینی، از دو معیار ضریب تغییرات و خطای سطح ایستابی استفاده شد. با استفاده از رابطه (۶)، مقدار خطای پایش در ازای حذف چاه‌های غیرمؤثر در یک آستانه مشخص از مقایسه میانگین چاه‌های آن آستانه با میانگین کلیه چاه‌ها به دست آمد:

$$Error=(m_n-m_o)/m_o\times 100 \quad (۶)$$

در رابطه فوق، m_n میانگین سطح آب پس از حذف چاه‌های غیرمؤثر در یک آستانه مشخص و m_0 میانگین کلیه چاه‌ها است.

نتایج و بحث

برای تعیین تعداد چاه‌های مؤثر در شبکه پایش آب زیرزمینی دشت ارومیه، آنالیز مؤلفه‌های اصلی برای هر یک از چاه‌ها انجام شد. ماتریس داده‌های ورودی شامل n سطر (تعداد سال‌های آماری) و p ستون (تعداد چاه‌ها) است. در این تحقیق با در اختیار داشتن ۱۰ سال اطلاعات سطح آب، به ازای هر چاه ۱۰ چاه مجاور برای تعیین چاه‌های مؤثر وارد آنالیز گردید. به عنوان مثال در پایش آب چاه w_{21}، ۱۰ چاه مجاور مورد آنالیز قرار گرفته است. در این فرآیند ۱۰ مؤلفه اصلی استخراج شد که اهمیت هر مؤلفه، برابر با واریانس آن (که همان مقدار ویژه متناظر یا λ در معادله ۲ می‌باشد) است. لذا تنها مؤلفه‌هایی انتخاب می‌شوند که دارای واریانس بیشتری باشند. مطابق جدول ۱، دو مؤلفه z_1 و z_2 دارای بیشترین واریانس هستند. همان‌طور که نمایش داده شده است، می‌توان چاه‌های w_{39} و w_{51} را که دارای ضریب همبستگی بالای ۰/۹ هستند، به عنوان چاه‌های مؤثر انتخاب کرد. این آنالیز برای ارزیابی اثر تمامی چاه‌ها انجام می‌شود تا به این وسیله تعداد دفعاتی که هر چاه مؤثر واقع می‌شود، معلوم گردد. سپس

اهمیت نسبی هر چاه از نسبت دفعات مؤثر بودن یک چاه معین به تعداد دفعات شرکت آن چاه در آنالیز محاسبه می‌شود. در جدول ۲، اهمیت نسبی هر چاه ارائه شده است. هر چاهی که دارای رتبه بیشتری باشد، از اهمیت بالاتری برخوردار است.

جدول ۱- ماتریس ضریب همبستگی برای پایش چاه W_{21}

Table 1- Matrix of correlation coefficient to monitor the well 21.

ردیف S.N	چاه Well	مؤلفه‌های اصلی Principal Components Z_1	Z_2
1	W20	0.16	0.81
2	W39	0.91	-0.33
3	W30	0.87	0.15
4	W26	0.74	0.42
5	W2	0.82	-0.38
6	W33	0.89	0.10
7	W3	0.69	0.45
8	W37	0.70	-0.61
9	W51	0.94	-0.19
10	W45	0.75	0.32

* چنانچه ضریب همبستگی مؤلفه اصلی با چاه بیش از ۰/۹ باشد، به عنوان چاه مؤثر در پایش آبزیرزمینی شناخته می‌شود.

*The wells with correlation coefficient greater than 0.9 are considered as effective well in water table monitoring.

با توجه به جدول ۲، تعداد ۱۲ چاه با رتبه ۱ وجود دارد. به این معنی که چاه‌های $w_8, w_{10}, w_{14}, w_{16}, w_{18}, w_{23}\ w_{32}, w_{39}, w_{44}, w_{46}, w_{48}, w_{49}$ به همان تعداد دفعه‌ای که در آنالیز شرکت کرده‌اند، به عنوان چاه مؤثر شناسایی شده‌اند و در پایش سطح ایستابی از اهمیت بالاتری نسبت به سایر چاه‌ها برخوردارند. چنانچه برای رتبه‌بندی چاه‌ها، حدود آستانه برابر با ۰، ۰/۲، ۰/۴، ۰/۶، ۰/۸ و ۱ در نظر گرفته شود، تعداد چاه‌های مؤثر برای هر آستانه به ترتیب برابر با ۵۱، ۲۸، ۲۳، ۲۳، ۱۸ و ۱۲خواهد بود. در آستانه ۰، کلیه چاه‌ها در مدل‌سازی سطح آب شرکت داده می‌شوند و در آستانه ۱، تنها ۱۲ چاه که دارای رتبه ۱ هستند؛ مورد قبول واقع می‌شوند. همان‌طور که ملاحظه می‌شود حدود ۱۷ چاه دارای رتبه ۰ هستند و می‌توان این چاه‌ها را که عملاً تاثیری در پایش سطح ایستابی ندارند، از محاسبات حذف نمود.

محققان، برای بررسی عدم قطعیت یا مقدار خطا در انتخاب تعداد چاه‌های مؤثر، محاسبه ضریب تغییرات برای چاه‌های باقی‌مانده در هر آستانه و مقایسه آن با ضریب تغییرات مربوط به کلیه چاه‌ها را پیشنهاد نموده‌اند (۱۴). این روش در صورتی قابل قبول خواهد بود که فرض شود ضریب تغییرات با حذف چاه‌های غیرمؤثر افزایش یابد. به این ترتیب آستانه‌ای که در آن کمترین اختلاف در ضریب تغییرات رخ دهد، انتخاب می‌شود. اما ذکر این نکته ضرورت دارد که همیشه با حذف چاه‌های غیر موثر ضریب تغییرات افزایش نمی‌یابد (مانند تحقیق حاضر) و با توجه به ماهیت اطلاعات چاه‌های حذف شده، ضریب تغییرات، می‌تواند افزایش یا کاهش یابد. چنانچه در یک آستانه مشخص چاهی حذف گردد که دارای عمق آب بیشتری است، ضریب تغییرات به دست آمده کوچک‌تر از ضریب تغییرات مربوط به کلیه چاه‌ها خواهد بود. بنابراین نمی‌توان ادعا کرد که همیشه با حذف چاه‌های غیرمؤثر، ضریب تغییرات افزایش پیدا می‌کند. لذا در تحقیق حاضر برای انتخاب یک سطح آستانه قابل قبول علاوه بر محاسبه ضریب تغییرات، میانگین سطح آب چاه‌ها در محاسبه خطا به جای استفاده از ضریب تغییرات استفاده شده است.

در شکل ۲، متوسط ضریب تغییرات برای هر آستانه ترسیم شده است. به این ترتیب که برای هر سال آماری ضریب تغییرات محاسبه و پس از برآورد متوسط ضریب تغییرات، مقدار آن در مقابل حد آستانه رسم گردید.

با توجه به شکل ۲ با حذف چاه‌های غیرمؤثر در هر آستانه، ضریب تغییرات کاهش می‌یابد و دلیل آن حذف چاه‌هایی است که دارای عمق آب بیشتری نسبت به میانگین هستند. در توضیح این مطلب باید ذکر نمود که میانگین سطح آب کلیه چاه‌ها (آستانه ۰) برابر با ۷/۵۵ متر است. در آستانه ۰/۲ با حذف چاه w_{20} که میانگین سطح آب آن ۵۳/۴۹ متر است، ضریب تغییرات به طور ناگهانی کاهش قابل ملاحظه‌ای می‌یابد.

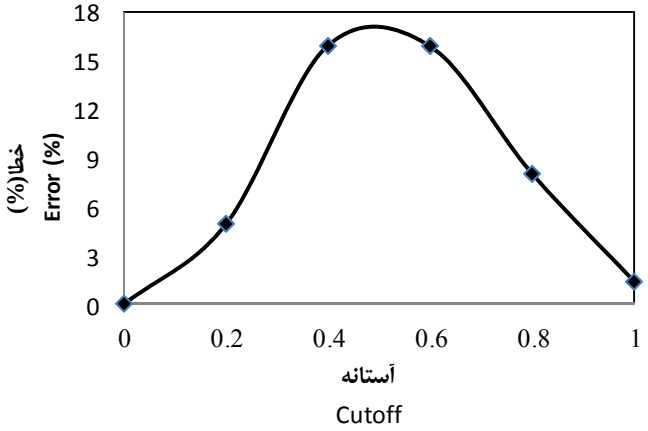
جدول ۲- رتبه‌بندی چاه‌ها بر اساس آنالیز مؤلفه‌های اصلی

Table 2- Ranking the wells based on principal component analysis

چاه Well	تعداد دفعات شرکت در آنالیز Number of participation	تعداد دفعات مؤثر بودن Number of effectiveness	رتبه Rank	چاه Well	تعداد دفعات شرکت در آنالیز Number of participation	تعداد دفعات مؤثر بودن Number of effectiveness	رتبه Rank
W8	7	7	1.00	W29	12	3	0.25
W10	11	11	1.00	W20	10	2	0.20
W14	9	9	1.00	W19	11	2	0.18
W16	9	9	1.00	W36	12	2	0.17
W18	7	7	1.00	W47	12	2	0.17
W23	4	4	1.00	W26	8	1	0.13
W32	14	14	1.00	W9	9	1	0.11
W39	12	12	1.00	W11	9	1	0.11
W44	10	10	1.00	W1	12	0	0.00
W46	12	12	1.00	W3	8	0	0.00
W48	9	9	1.00	W4	14	0	0.00
W49	9	9	1.00	W7	5	0	0.00
W12	12	11	0.92	W13	8	0	0.00
W28	12	11	0.92	W17	8	0	0.00
W15	11	10	0.91	W22	7	0	0.00
W43	11	10	0.91	W24	9	0	0.00
W25	9	8	0.89	W30	10	0	0.00
W51	12	10	0.83	W33	10	0	0.00
W6	9	7	0.78	W34	6	0	0.00
W38	14	11	0.79	W35	8	0	0.00
W27	15	11	0.73	W37	19	0	0.00
W31	13	8	0.62	W40	8	0	0.00
W5	15	9	0.60	W41	8	0	0.00
W42	6	2	0.33	W45	8	0	0.00
W2	14	4	0.29	W50	4	0	0.00
W21	12	3	0.25				

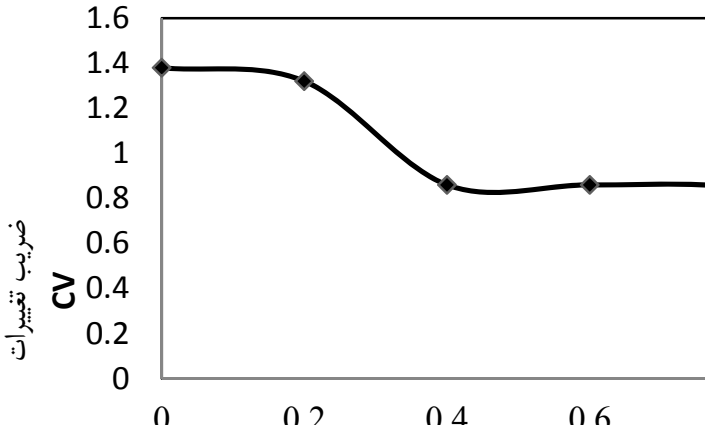
همچنین در آستانه ۰/۸ با حذف چاه w_{25} که دارای عمق آب بیشتری است، ضریب تغییرات کاهش یافته است. در منطقه مورد مطالعه، چاه‌های واقع در قسمت غربی دشت شامل $w_7, w_9, w_{18}, w_{20}, w_{22}, w_{25}, w_{49}$ دارای سطح آب بالاتری نسبت به سایر چاه‌ها هستند و با حذف تعدادی از این چاه‌ها در هر آستانه، ضریب تغییرات کاهش می‌یابد. به این ترتیب می‌توان چاه‌های باقی‌مانده در آستانه ۱ را که کمترین ضریب تغییرات را ایجاد می‌کنند، به عنوان چاه‌های شاخص در ارزیابی وضعیت سفره آب زیرزمینی در نظر گرفت.

برای اطمینان از نتیجه به دست آمده، مقدار خطا نیز برای هر آستانه محاسبه گردید. همان‌طور که در شکل ۳ نشان داده شده است، در آستانه ۱ با حذف تعداد زیادی از چاه‌ها خطا تا حد زیادی تعدیل شده است و بسیار نزدیک به وضعیتی است که کلیه چاه‌ها در محاسبات وارد می‌شوند (آستانه ۰). با توجه به نتایج به دست آمده، هر دو معیار ضریب تغییرات و خطای پایش در آستانه ۱ به حداقل می‌رسند. لذا می‌توان ۱۲ چاهی را که در این حد آستانه باقی مانده‌اند، به عنوان چاه‌های با اهمیت در پایش سطح ایستابی دشت ارومیه در نظر گرفت.



شکل ۲- خطای پایش در هر یک از آستانه‌ها

Figure 2- Monitoring error in the each threshold



شکل ۳- ضریب تغییرات متوسط در مقابل هر یک از آستانه‌ها

Figure 3- Average variation coefficient against threshold

نتیجه‌گیری کلی

به دلیل کاهش نزولات جوی و بهره‌برداری‌های بیش از حد مجاز از منابع آب زیرزمینی، پایش سطح ایستابی در مدیریت بهینه این منابع اهمیت بسزایی پیدا کرده است. اما معمولاً به دلیل وسیع بودن سفره‌های آبی و تعدد چاه‌های نمونه‌برداری، برداشت داده بسیار زمان‌بر و هزینه‌بر است که منجر به عدم وجود توجیه اقتصادی در بسیاری از اقدامات می‌گردد. آنالیز مؤلفه‌های اصلی از روش‌هایی است که می‌تواند برای خلاصه‌سازی داده‌ها و تقلیل نقاط نمونه‌برداری مورد استفاده قرار گیرد. به این ترتیب با شناسایی چاه‌های با اهمیت بیشتر و حذف چاه‌های غیرمؤثر می‌توان تا حد بسیاز زیادی در هزینه و زمان صرفه‌جویی کرد. در این مطالعه، ابتدا به کمک روش آنالیز مؤلفه‌های اصلی، چاه‌های با ضریب همبستگی بالای ۰/۹ شناسایی شدند. سپس براساس میزان اهمیت نسبی هر چاه، رتبه آن تعیین گردید و با توجه به آستانه‌های تعیین شده، ضریب تغییرات و خطای پایش برآورد شد.

نتایج به دست آمده نشان داد که در آستانه ۱، تعداد ۱۲ حلقه چاه باقی می‌ماند که حدود یک چهارم کل چاه‌های مورد بررسی است و دارای کمترین ضریب تغییرات در مدل‌سازی تراز آب زیرزمینی است. خطای پایش نیز برای این ۱۲ چاه حدود ۱/۵ درصد است که رقم قابل اغماضی است و می‌توان این چاه‌ها را به عنوان چاه‌های شاخص در نمونه‌برداری و برآورد سطح سفره آب زیرزمینی در دشت ارومیه معرفی نمود. بررسی به عمل آمده توسط نوری قیدار (۱۴) نشان داد با حذف چاه‌هایی که اهمیت نسبی آنها کمتر از ۰/۵ می‌باشد، خطای تعیین تراز سطح آب زیرزمینی افزایش چندانی نمی‌یابد و مقدار آن کمتر از ۱۳ درصد خواهد بود.

منابع

1- Asakareh H., and Bayat A. 2013. Principal component analysis of annual rainfall properties of Zanjan city. Journal of Geography and Planning, 45(17): 121-142. (In Persian with English abstract).
2- Azizi T., and azizi G. 2013. Zoning rainfall regime in the West part of Iran using principal component analysis and clustering. Journal of Water Resources Research, 3(2): 62. (In Persian with English abstract).
3- Balafoutis C. 1991 Principal Component Analysis of Albanian Rainfall. Journal of Meteorology, 90(16): 155-164.
4- Debels P., Figueroa R., Urrutia R., Barra R., and Niell X. 2005. Evaluation of water quality in the Chilia River using Physicochemical parameters and a modified water quality index. Environmental Monitoring and Assess, 110:L 301–322.
5- Fournier M., Motelay-Massei A., Massei N., Aubert M., Bakalowicz M., and Dupont J.P. 2009. Investigation of Transport Processes inside karst Aquifer by Means of STATIS. Groundwater,47(3): 391-400.
6- Ghanbarlou1 Z, and Babaei Hessar S. 2013. Investigating Trends of Annual Meteorological Parameters in urmia Synoptic station. Second National conference on climate change and its impact on agriculture and the environment. Urmia. August. (in Persian with English abstract).
7- Gurunathan K., and Ravichandran S. 1994. Analysis of water quality data using a multivariate statistical technique - a case study. IAHS Pub, 219.
8- Helena B., Pardop R., Vega M., Barrado E., Manuel J., and Fernandez L. 2000. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer by principal component analysis. Water Resource, 34(3): 807-816.
9- Hu S., Luo T., and Jing C. 2013. Principal component analysis of fluoride geochemistry of groundwater in Shanxi and Inner Mongolia, China. Journal of Geochemical Exploration, 135: 124–129.
10- Iscen, C., Emiroglu O., Ilhan S., Arslan N., Yilmaz V., and Ahiska S. 2008. Application of multivariate statisticaltechniques in the assessment of surface water quality in Uluabat Lake, Turkey. Environmental Monitoring and Assess, 144(1-3): 269–276.
11- Jolliffe i.t. 2002. Principal Component Analysis. Springer series in statics, ISBN 978-0-387-95442-4.
12- Mohammadzadeh H., and Heydarizad M. 2011. Hydrochemical and stable isotopes study (O18 and H2 surface and groundwater resources) Andarkh Karstic region (north of Mashhad). Earth science research, 2(5): 59- 69. (in Persian with English abstract).
13- Nguyan T.T., Nakagawa A.K., Amaaguchi H., and Gilbuena R. 2013. Temporal chenges in the hydrochemical facies of groundwater quality in tow main aquifers in Hanoi. Vietnam, DOI: 10.5675/ICWRER_2013
14- Nouri Gheidari M. H. 2010. Identification of Outliers in regional flood frequency analysis using principal component analysis. Fifth National Congress on Civil Engineering, Ferdosi University of Mashhad. (in Persian with English abstract).
15- Nouri Gheidari M. H. 2013. Determination of effective wells to monitor the ground water level using the principal components analysis. Agriculture and Natural Resources, 17(64): 149-158. (in Persian with English abstract).
16- Oueslati O., Maria A., Girolamo D., Abouabdillah A., and Porto A. 2010. Attempts to flow regime classification and characterization in Mediterranean streams using multivariate. International Workshop in Statistical Hydrol. May 23-25, Taormina, Italy.
17- Pearson K. 1901. On lines and plans of closest fit to systems of points in Space. Philosophical Magazine 2(6): 559-572.
18- Petersen W. 2001. Process identification by principal component analysis of river water-quality data. Ecological Modelling . Model.138: 193-213.
19- Poorasghar F., Jahanbakhsh S., sari sarraf B., Ghaemi H., and Tadaiioni M. 2013. Zoning precipitation regime in the southern part of Iran, Journal of Geography and Planning. 17(44): 27-46, (in Persian with English abstract).
20- Sakizadeh M., Malian A., and Ahmadpour E. 2015. Groundwater Quality Modeling with a Small Data Set. Groundwater DOI: 10.1111/gwat.12317
21- Sanchez-Martos F., Jimenez-Espinosa R. and Pulido-Bosch A. 2001. Mapping groundwater quality variables using PCA and geostatistics: a case study of Bajo Andarax, southeastern Spain. Hydrological sciences journal, *46*(2): 227-242.
22- Sauquet E. 2000. Mapping mean monthly runoff pattern using EOF analysis. Hydrology and Earth System. Sci. 4(1): 79-93.
23- Siyue L. 2009. Water quality in the upper Han River, China: The impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. Hazardous Materials, 165(1): 317-324.
24- Stathis D., and Myronidis D. 2009. Principal component analysis of Precipitation in Thessaly Region (Central Greece). Global NEST Journal, 11(4): 467-476.
25- Steiner D. 1965. A Multivariate Statistical Approach to Climatic Regionalization and Classification. Nederlansch Gerootschap Reeks, LxxxII: 4: 329-347.

26- Strang G. 2005. Linear algebra and its applications (4th ed.). Brooks Cole, ISBN 978-0-03-010567-8.
27- Taguas E., Ayuso L., Pena A., Yuan Y., Sanchez M., Giraldez V., and Pérez R. 2008. Testing the relationship between instantaneous peak flow and mean daily flow in a Mediterranean Area Southeast Spain, Catena. 75(2): 129– 137.
28- Vonberg D., Vanderborght J., Cremer N., Pütz T., Herbst M., and Vereecken H. 2014. 20 years of long-term atrazine monitoring in a shallow aquifer in western Germany. Water Research, 50: 294–306.
29- Wan K.L. 2009. A new variable for climate change study and implications for the built environment. Renewable Energy, 34(3): 916-919.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 40-50

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین –اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۵۰-۴۰

Identify the Effective Wells in Determination of Groundwater Depth in Urmia Plain Using Principle Component Analysis

S. Babaei*[1]- G. Hamdami[2]- H. Ghasemieh[3]

Received: 07-09-2015
Accepted: 01-08-2016

Introduction: Groundwater is the most important resource of providing sanitary water for potable and household consumption. So continuous monitoring of groundwater level will play an important role in water resource management. But because of the large amount of information, evaluation of water table is a costly and time consuming process. Therefore, in many studies, the data and information aren't suitable and useful and so, must be neglected. The PCA technique is an optimized mathematical method that reserve data with the highest share in affirming variance with recognizing less important data and limits the original variables into to a few components. In this technique, variation factors called principle components are identified with considering data structures. Thus, variables those have the highest correlation coefficient with principal components are extracted as a result of identifying the components that create the greatest variance.

Materials and Methods: The study region has an area of approximately 962 Km^2 and area located between 37º 21´ N to 37º 49´ N and 44º 57´ E to 45º 16´ E in West Azerbaijan province of Iran. This area placed along the mountainous north-west of the country, which ends with the plane Urmia Lake and has vast groundwater resources. However, recently the water table has been reduced considerably because of the exceeded exploitation as a result of urbanization and increased agricultural and horticultural land uses. In the present study, the annual water table datasets in 51wells monitored by Ministry of Energy during statistical periods of 2002-2011 were used to data analysis. In order to identify the effective wells in determination of groundwater level, the PCA technique was used. In this research to compute the relative importance of each well, 10 wells were identified with the nearest neighbor for each one. The number of wells (p) as a general rule must be less or equal to the maximum number of observations (n), here it is the number of years. So, for each well there are a 10 * 10 matrix. It should be noted in monitoring adjacent wells to a specific well, its dataset is not used. To quantify the effect of each well according to the number of its participation in the analysis and frequency of its effectiveness, each well is ranked. In the next step, the ineffective wells were recognized and eliminated using both the variation coefficient and Error criteria. Following, the procedure will be discussed.

Results and Discussion: In this study, at first step using PCA technique wells were identified with a more than 0.9 correlation coefficient. Then each well ranked based on the relative importance and according to the specified thresholds, the variation coefficient and error of monitoring was estimated. The wells remain in threshold 1 led to the lowest variation coefficient, considered as effective wells in the evaluation of aquifer parameters. By eliminating ineffective wells at each threshold, the variation coefficient is reduced because of the elimination of wells with a greater difference in water depth compared to the average of whole wells. To check the certainty of obtained results, the error criteria were calculated for each threshold. According to the results, both variation coefficient and standard error of monitoring in threshold 1 come to be at least. Thus, 12 wells remain in the threshold 1 are considered as the important wells in monitoring the water table of plain Urmia. Monitoring error for these 12 wells is equal to 5.1 % which is negligible and can be introduced as index wells in sampling and estimation of groundwater table in plain Urmia. Using this method, instead measurements of water table in 51 wells it can be performed exclusively in the 12 wells.

Conclusion: Due to reduction of precipitation and unauthorized uses of groundwater resources, water table monitoring is very important in the accurate management of these resources. Because of extensive aquifers and large number of wells, water sampling and data collection is very time consuming and costly process, that leads to no economic justification in the lot of proceedings. Principal component analysis technique is suitable method to reduce sampling points and summarize information. In this study, at first step using PCA technique wells were identified with a more than 0.9 correlation coefficient. Then each well ranked based on the relative importance and according to the specified thresholds, the variation coefficient and error of monitoring was estimated. The

1,3- Ph.D Student of Water Resource Management and Assistance Professor, Faculty of Natural Resources & Earth Sciences, Kashan
(*- Corresponding Author Email: Babaei.sah@gmail.com)
2- M.Sc. Graduated of Water Resource Management, Faculty of Natural Resources, Gorgan University

results showed that the 12 wells remain in threshold 1. In this way, the cost, time and manpower required to measurements and analysis process cut into quarters.

Keywords: Coefficient of variation, Groundwater, Effective wells, Monitoring, Urmia Plain

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 51-60

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۶۰-۵۱

بررسی تاثیر سطوح مختلف دور آبیاری و کود نیتروژن بر عملکرد و کارایی مصرف آب سیب‌زمینی در روش آبیاری قطره‌ای زیر سطحی

محمد جلینی – محمد کریمی[۲*]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۶/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۵/۲۵

چکیده

این تحقیق با هدف بررسی تاثیر دور آبیاری و درصد نیتروژن مصرفی روی عملکرد و کارآیی مصرف آب سیب‌زمینی رقم اکریا به صورت طرح آماری فاکتوریل در قالب بلوک‌های کامل تصادفی با دو فاکتور دور آبیاری در دو سطح (۲ روز(I_1) و ۴ روز (I_2)) و مقدار نیتروژن در سه سطح (۱۰۰ درصد (N_1)، ۷۵ درصد (N_2) و ۵۰ درصد (N_3) توصیه کودی) در سه تکرار و در دو سال زراعی ۱۳۹۱ و ۱۳۹۲ انجام شد. نتایج نشان داد که اثر دور آبیاری روی میزان عملکرد و کارآیی مصرف آب معنی‌دار نبود. اثر درصد نیتروژن مصرفی در سطح ۵ درصد و اثر متقابل دور آبیاری × درصد نیتروژن در سطح ۱ درصد معنی دار شد. عملکرد و کارآیی مصرف آب سیب‌زمینی در دو تیمار دور آبیاری ۲ و ۴ روز به ترتیب برابر با ۲۹/۷۸۹ و ۲۷/۷۵۶ تن در هکتار و ۴/۰۰۶ و ۳/۷۲۸ کیلوگرم بر مترمکعب بدست آمد که با هم اختلاف معنی‌دار نداشتند. عملکرد سیب‌زمینی در سه سطح نیتروژن ۱۰۰، ۷۵ و ۵۰ درصد به ترتیب برابر با ۳۱/۱۶۷ ، ۲۹/۲۷۵ و ۲۵/۸۷۵ تن در هکتار بدست آمد که با هم اختلاف معنی‌دار داشتند. بیشترین میزان کارایی مصرف آب با مقدار ۴/۱۸۳ کیلوگرم بر مترمکعب از تیمار ۱۰۰ درصد نیتروژن مصرفی بدست آمد که در دو تیمار ۷۵ و ۵۰ درصد به ترتیب برابر با ۳/۹۳۳ و ۴/۴۸۳ کیلوگرم بر مترمکعب بود. تیمار دور آبیاری چهار روز و ۱۰۰ درصد نیتروژن مصرفی بالاترین و تیمار دور آبیاری چهار روز و ۵۰ درصد نیتروزن مصرفی کمترین عملکرد و کارآیی مصرف آب را داشتند.

واژه های کلیدی: آبیاری قطره‌ای زیرسطحی، دور آبیاری، سیب زمینی، نیتروژن

مقدمه

در بین گیاهان دو لپه، سیب زمینی مهم ترین محصول زراعی است که با مجموع تولید حدود ۳۳۰ میلیون تن پس از گندم، برنج و ذرت در مرتبه چهارم جهانی قرار دارد (۳ و ۷). در ایران سیب زمینی بعد از گندم، مهم ترین گیاه زراعی به شمار می رود که در سطحی حدود ۱۸۰ هزار هکتار، با میانگین عملکرد ۳۰ تن در هکتار، حدود ۵/۴ میلیون تن محصول برداشت می‌گردد. در استان خراسان رضوی نیز بیش از ۱۷۰ هزار تن سیب زمینی از سطحی برابر با ۵۶۰۳ هکتار برداشت می‌شود (۱۰ و ۱۳). مطالعات فابریو و همکاران (۶)، ایواما (۹)، کینگ و استارک (۱۴)، لالو و همکاران (۱۵)، اوپنا و پورتر(۲۰) و واسکز رابینت و همکاران (۲۲) نشان داده است که سیب‌زمینی نسب به تنش آبی حساس می‌باشد. آنها دلیل این حساسیت را سیستم ریشه‌ای گیاه دانسته‌اند، زیرا بیشتر از ۸۵ درصد تراکم ریشه سیب زمینی در بالای ۳۰ سانتی‌متری پروفیل خاک قرار دارد.

نتایج تحقیقات نشان داده است که محصول سیب زمینی در روش آبیاری قطره‌ای چه از نظر کمیت و چه از نظر کیفیت و بازارپسندی بیشتر بوده است (۳، ۸ و ۲۳). روش‌های آبیاری قطره‌ای زیرسطحی راه حل مناسبی برای سازگاری با کمبود آب جهت اراضی فاریاب و مواجه با خشکسالی‌ها در حال حاضر و آیندهٔ به شمار می‌آیند. از مزایای آبیاری قطره‌ای زیرسطحی می‌توان به کاهش در میزان آب مصرفی، افزایش عملکرد و کیفیت محصول، افزایش بهره‌وری مصرف آب، کاهش خطرات شوری برای گیاهان، تعدیل کاربرد کود و مواد شیمیایی، کنترل رشد علف‌های هرز، کاهش مصرف انرژی، تسهیل عملیات کشاورزی، حفظ ساختمان خاک و حفاظت بیشتر از محیط زیست اشاره کرد (۱، ۴ و ۱۶). بدر و همکاران (۲) در تحقیقی تاثیر روش آبیاری قطره ای زیرسطحی روی عملکرد سیب زمینی تحت شرایط مختلف آبی را بررسی نمودند. نتایج نشان داد که تحت شرایط مشابه، میزان رطوبت در منطقه توسعه ریشه در روش آبیاری زیرسطحی بیشتر می‌باشد و همین عامل سبب افزایش

۱ و ۲- دانشیار و مربی پژوهشی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی
(*-نویسنده مسئول: Email:karimi.irri@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.48920

رشد و عملکرد سیب‌زمینی شده است.

دور آبیاری یکی از عوامل مهم در مدیریت و برنامه ریزی آبیاری قطره‌ای می باشد. بعبارتی با حجم مشخص و ثابت آب مورد نیاز در طول فصل رشد، در صورتی که بتوان دور آبیاری را کوتاه نمود؛ شاید بتوان به عملکرد بالاتر وکیفیت بالاتری از محصول دست یافت، چرا که در دور آبیاری کوتاهتر، رطوبت بیشتری در منطقه توسعه ریشه وجود دارد و گیاه برای جذب آب نیروی کمتری را صرف می‌کند (۲۴). جلینی و کاظمی (۱۱) در تحقیقی تاثیر سه سطح دور آبیاری (۲، ۴ و ۶ روز) و قطع آب آبیاری در دو سطح (بدون قطع آب و قطع آب آبیاری بعد از سبز شدن گیاه) را روی عملکرد و کارآیی مصرف آب ارقام آلمرا، آگریا، سانته و سینورا سیب‌زمینی بررسی کردند. نتایج نشان داد که اثر دور آبیاری و نیز قطع آب آبیاری روی میزان عملکرد و کارآیی مصرف آب معنی‌دار نشد در حالی که اثر نوع رقم روی میزان عملکرد در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود. در نهایت تیمار دور آبیاری ۲ روز و بدون قطع آب آبیاری و رقم آگریا بالاترین و تیمار دور آبیاری ۶ روز، با قطع آب آبیاری و رقم سینورا کمترین عملکرد و کارآیی مصرف آب را داشتند. ونگ و همکاران (۲۴) تاثیر دور آبیاری (۱، ۲، ۳، ۴، ۶ و ۸ روز درمیان) در روش آبیاری قطره‌ای را روی رشد سیب زمینی در شمال چین بررسی نمودند. نتایج نشان داد دور آبیاری کمتر، کارآیی مصرف آب بالاتری داشته است، ضمن آن که افزایش دور آبیاری از ۱ روز به ۸ روز کاهش عملکردی حدود ۳۰ درصد را سبب شده است.

پاتل و راجپوت (۲۱) تاثیر چهار عمق نصب نوار تیپ (۰، ۵، ۱۰ و ۲۰ سانتیمتر از سطح خاک) و سه سطح آب (۶۰، ۸۰ و ۱۰۰ درصد نیاز کامل) در زراعت سیب‌زمینی و در بافت خاک لومی شنی را بررسی کردند. نتایج نشان داد که عمق ۱۰ و ۱۵ سانتی‌متر بیشترین عملکرد را داشته است. حداکثر کارآیی مصرف آب (حدود ۲ تن در هکتار در سانتی‌متر آب) با کاربرد ۶۰ درصد نیاز آبی و عمق نصب ۱۵ سانتی‌متر بدست آمده است. در نهایت نتیجه گرفته اند که بسته به بافت خاک نتایج متفاوتی از عمق نصب لوله تیپ بدست می‌آید.

نتایج تحقیقات نشان می دهد که یکی از کودهای مهم که نقش زیادی در رشد، تولید و عملکرد محصول سیب‌زمینی دارد، نیتروژن می‌باشد (۵، ۲۰ و ۲۴). از طرفی بخش عمده نیتروژن مورد نیاز گیاه به صورت نیترات جذب می شود و تجمع بیش از حد نیتروژن در محصولاتی نظیر سیب زمینی می تواند سلامت مصرف کننده را به خطر اندازد (۱۸). از طرف دیگر مصرف بیش از حد کود های حاوی نیتروژن سبب آلودگی منابع آب های زیرزمینی و افزایش هزینه‌های تولید می‌گردد (۱۷). کامار و همکارن (۱۲) نتیجه گرفتند که استفاده مناسب و بهینه از کود نیتروژن در زراعت سیب‌زمینی می تواند سبب افزاش رشد سبزینه ای و در نهایت افزایش عملکرد گردد ولی افزایش مصرف نیتروژن سبب تاثیر بلوغ و کاهش محصول خواهد شد. نجم (۱۹) تاثیر مقادیر کود نیتروژن را روی میزان رشد و عملکرد سیب‌زمینی بررسی کرد. نتایج نشان داد که بیشترین عملکرد با کاربرد ۱۵۰ کیلوگرم کود نیتروژم در هکتار حاصل گردید. ال موخ و همکاران (۵) نتیجه گرفتند که عملکرد و بهره‌وری مصرف آب با افزایش مقدار نیتروژن مصرفی در روش آبیاری قطره‌ای، افزایش می‌یابد.کاربرد ۳۰۰ کیلوگرم در هکتار کود نیتروژن بیشترین عملکرد و بهره‌وری آب را در تیمارهای ۱۰۰ درصد و ۶۰ درصد آبیاری کامل داشته است. اما کاربرد نیتروژن در سطح بالاتر از ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار در تیمار ۳۰ درصد آبیاری کامل تاثیر منفی بر عملکرد و بهره وری آب داشته است. همچنین با کاربرد نیتروژن، بهره‌وری آب بهبود می یابد اما اثر آن با افزایش سطح آبیاری، کاهش می‌یابد. نتایج همچنین نشان داد که سیب زمینی در منطقه خشک می‌تواند با عملکرد قابل قبولی با لحاظ صرفه جویی در مصرف آب و کاهش مقدار نیتروژن کشت شود. در هر صورت نتایج تحقیقات متعدد حاکی از انست که مدیریت آب و نیتروژن تاثیر بسزایی روی میزان رشد و عمکلرد سیب‌زمینی دارد هر چند که ممکن است نتایج با یکدیگر متناقض باشد (۵).

با توجه به این که تاثیر دور آبیاری و مقادیر نیتروژن در روش آبیاری قطره‌ای زیرسطحی نسبت به روش آبیاری سطحی شیاری، به دلیل متفاوت بودن راندمان آبیاری و در نتیجه میزان آب مصرفی متفاوت می‌باشد. لذا هدف از این تحقیق بررسی اثرات اصلی و متقابل دور آبیاری و مقدار نیتروژن روی عملکرد و کارآیی مصرف آب سیب‌زمینی در روش آبیاری قطره‌ای زیرسطحی بوده است. نتایج این تحقیق می تواند میزان مصرف بهینه کود نیتروژن در روش آبیاری قطرهای زیرسطحی را مشخص نماید.

مواد و روش‌ها

آزمایشات مزرعه‌ای

این تحقیق با هدف بررسی تاثیر دور آبیاری و درصد نیتروژن مصرفی روی عملکرد و کارآیی مصرف آب سیب‌زمینی (رقم اگریا) به صورت طرح آماری فاکتوریل در قالب بلوک‌های کامل تصادفی با دو فاکتور دور آبیاری در دو سطح (۲ و ۴ روز) و مقدار نیتروژن در سه سطح: ۱۰۰ درصد (N1)، ۷۵ درصد (N2) و۵۰ درصد (N3) توصیه کودی در سه تکرار و در دو سال زراعی ۱۳۹۱ و ۱۳۹۲ انجام شد. برای مصرف کود نیتروژن از روش کودآبیاری استفاده شد. تعداد خطوط کشت در هر تیمار ۲ خط دو ردیفه به طول ۲۰ متر در نظر گرفته شد. فاصله خطوط کاشت روی پشته ۴۵ سانتی‌متر و بین شیارهای ایجاد شده ۱۰۵ سانتی‌متر و فاصله هر بوته روی ردیف ۲۵ سانتی‌متر انتخاب گردید.

خصوصیات آب و خاک محل اجرای آزمایش

نتایج آزمون کیفی آب در جدول ۱ درج شده است. آب بـه لحـاظ کاربرد در زراعت از کیفیـت خـوبی برخـوردار بـود. بـه منظـور تعیـین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خـاک محـل آزمـایش، قبـل از آمـاده کردن زمین نمونه بـرداری از دو عمـق ۳۰-۰ و۶۰-۳۰ سـانتی‌متـری صورت گرفت و برخی خواص فیزیکی و شیمیایی خاک انـدازه‌گیـری شد که در جدول ۲ ارا ئه شده است.

جدول ۱- نتایج آزمایش کیفیت آب آبیاری

Table 1-The results of water quality

هدایت الکتریکی EC (ds/m)	PH	کاتیون‌های محلول Dissolved Cations (meq/lit)			آنیون‌های محلول Dissolved Anions (meq/lit)				SAR
		سدیم Na	منیزیم Mg	کلسیم Ca	کلر Cl	سولفات So_4^{--}	بی‌کربنات HCo_3^{--}	کربنات Co_3^{--}	
0.8	7.8	3.0	2.4	2.4	1.8	2.4	3.8	1.0	1.93

جدول ۲- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک محل آزمایش

Table 2- Physical and chemical properties of the soil

عمق لایه Soil depth (cm)	درصد ذرات خاک Soil particles (%)			بافت خاک Soil texture	ازت کل Total nitrogen (%)	پتاسیم قابل جذب Available potassium (ppm)	فسفر قابل جذب Phosphorus (ppm)	کربن آلی O.C (%)	اسیدیته گل اشباع PH	هدایت الکتریکی EC (ds/m)
	رس Clay	سیلت Silt	شن Sand							
0-30	28	35	37	لوم رسی	0.065	219	8.8	0.37	7.7	2.21
30-60	25	40	35	لوم	0.059	179	6.4	0.32	7.8	2.30

عملیات کاشت و داشت

زمین مورد نظر آزمـایش در پـاییز سـال قبـل توسـط گـاو آهـن برگرداندار شخم زده شد و در فروردین ماه زمـین دوبـاره بـه صـورت عمود بر هم شخم و دیسک خورده و با استفاده از لولر تسطیح گردید. سپس شیارهای مورد نیاز جهت کاشت ایجاد گردید. مقادیر کودی بـر اساس آزمون خاک و سطوح کودی در نظر گرفته شـده بـا اسـتفاده از دستگاه تانک کود که در مسیر سیستم تعبیه شده بود بصورت شـیفتی وارد سیستم و در اختیار گیاه قرار گرفت. بـه‌منظـور افـزایش رانـدمان مصرف کود و جلوگیری از صدمات احتمالی ناشی از غلظت زیاد کـود نیتروژن، مقدار کود نیتروژن در فواصل زمانی کوتـاه (معمـولا هـر دو آبیاری یک بار)، مطابق تیمارها در طول فصل رشد (تا مرحله گلدهی) به گیاه داده شد. بعبارتی زمـان کـوددهی نیتـروژن از آبیـاری اول تـا آبیاری مرحله گلدهی و تعداد تقسیط کود نیتروژن ۴ تا ۵ بار بود. زمان کوددهی در هر بار یک ساعت بعد از آبیاری شروع و یک ساعت مانده به انتهای زمان آبیاری خاتمه یافت. مقادیر فسفر و پتاسیم مورد نیاز بر اساس آزمون خاک قبل از کاشت به زمین داده شد. عناصر ریزمغـذی مورد نیاز نیز بـر حسـب ضـرورت بـه زمـین داده شـد. بـا توجـه بـه خصوصیات شیمیایی خاک محل آزمـایش و نیـز توصـیه کـودی،۲۰۰ کیلوگرم در هکتار نیتـروژن، ۲۵۰ کیلـوگرم پتاسـیم و ۲۰۰ کیلـوگرم سوپر فسفات استفاده شد. در طول فصل زراعی کلیه عملیـات داشـت شامل مبارزه با آفات، بیماری‌ها و علف های هرز برای تمـام تیمارهـا بطور یکسان انجام شد.

روش اجرای سامانه آبیاری

روش آبیـاری، روش آبیـاری قطـره‌ای زیرسـطحی بـا اسـتفاده از نوارهای تیپ (tape) با خروجـی هـایی بـه فاصـله ۳۰ سـانتی‌متـر و آبدهی ۴ لیتر در ساعت در واحد متـر و ضـخامت ۳۰۰ میکـرون بـود. سیستم آبیاری شامل ۲ خط لوله اصلی (به تعداد سطوح دور آبیاری) و ۳ خط لوله نیمه اصلی (به تعداد تیمارهای مقادیر کـود) بـود کـه روی هر لوله اصلی و فرعی یک شیر فلکه و روی تیمـار دور آبیـاری یـک کنتور حجمی بمنظور کنترل و اندازه‌گیری مقادیر آب در تیمارها قـرار گرفت. فاصله لترال ها از هم ۱۵۰ سانتی‌متر بود. بعبارتی برای هـر دو ردیف کاشت یک نوار آبیاری (تیپ) استفاده شد. عمق نصب نوارهـای تیپ با توجه به تحقیقات قبلی حدود ۲۰ سـانتی‌متـر بـود. بـا در نظـر گرفتن درصد سایه انداز و فرمول مربوطه میـزان نیـاز آبـی روزانـه در روش قطره‌ای محاسبه و با توجه به تیمار دور آبیـاری و نیـز مسـاحت هر کرت حجم آب آبیاری مورد نیاز محاسبه و در اختیار گیاه قرار داده شد. برای محاسبه آب مورد نیاز گیاه از نرم افزار Netwat با در نظـر

گرفتن درصد پوشش گیاهی استفاده شد. در روشهای آبیاری میکرو (مانند قطره‌ای و تیپ) بدلیل آنکه فقط بخشی از سطح خاک مرطوب می‌شود، روش محاسبه آب مورد نیاز متفاوت با روشهای سطحی است. بنابراین مقدار تعرق روزانه تابعی از سطح سایه‌انداز و تبخیر و تعرق است. برای تعیین مقدار تبخیر و تعرق روزانه در آبیاری قطره‌ای (T_d)، میزان نیاز خالص روزانه از برنامه مذکور استخراج (V_d) و با در نظر گرفتن درصد سایه‌انداز گیاه (P_s) در طی دوره رشد و با استفاده از فرمول زیر مقدار نیاز خالص آب آبیاری در آبیاری قطره‌ای محاسبه می‌شود.

$$T_d=V_d(0.1(P_s)^{0.5})$$

سپس با استفاده از آزمایش صحرایی و ارزیابی لوله‌های تیپ مقدار ضریب یکنواختی خروج آب از خروجی‌ها (E_v) با استفاده از فرمول زیر محاسبه خواهد شد.

$$E_v=\text{میانگین ربع کمترین دبی‌ها} / \text{میانگین دبی خروجی‌ها}$$

بعد ازآن مقدار نیاز ناخالص آب آبیاری (d) از تقسیم مقدار خالص بر ضریب یکنواختی قابل محاسبه است.

در نهایت حجم ناخالص آب مورد نیاز در هر نوبت آبیاری بر حسب میلی‌متر برای هر بوته گیاه با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود.

$$G = d.S_p.S_r$$

در این رابطه Sp و Sr بترتیب فاصله بوته‌ها روی ردیف و فاصله ردیف‌هاست. بنابراین با توجه به تعداد بوته‌ها و سطح آب در هر تیمار، حجم آب محاسبه و توسط کنتور و شیر فلکه در اختیار آن قرار می‌گیرد.

برداشت محصول و تجزیه و تحلیل داده‌ها

در زمان برداشت در هر کرت، از مجموع ۴ خط کاشت ۲۰ متری، تنها دو خط میانی آن به طول ۸ متر برداشت شد و مابقی به عنوان حاشیه کرت منظور گردید. پس از برداشت میزان عملکرد محصول، حجم آب مصرفی و کارآیی مصرف آب در هر تیمار تعیین و با استفاده از نرم‌افزار MSTAT-C مورد تجزیه و تحلیل آماری و مقایسه قرار گرفت. مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس آزمایش طی سال‌های ۱۳۹۱ و ۱۳۹۲ و نیز آنالیز واریانس مرکب سال‌هابه تفکیک صفات، مورد بررسی و تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت. لیکن نتایج تست بارتلت[1] نشان داد که آنالیز مرکب فقط روی عملکرد و کارآیی مصرف آب قابل انجام می باشد.

عملکرد و کارآیی مصرف آب سیب زمینی

نتایج بدست آمده از آنالیز مرکب نشان داد که اثر دور آبیاری روی میزان عملکرد و کارآیی مصرف آب معنی‌دار نبود ولی اثر میزان نیتروژن مصرفی در سطح ۵ درصد و اثر متقابل دور آبیاری× درصد نیتروژن در سطح ۱ درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). میانگین عملکرد در دور آبیاری دو روز برابر با ۲۹/۷۸۹ و در دور آبیاری چهار روز برابر با ۲۷/۷۵۶ تن در هکتار بود که هر دو سطح در یک گروه به لحاظ آماری قرار گرفتند. میزان عملکرد در سطوح ۱۰۰، ۷۵ و ۵۰ درصد نیتروژن مصرفی به‌ترتیب برابر با ۳۱/۱۶۷، ۲۹/۲۷۵ و ۲۵/۸۷۵ تن در هکتار بود که به لحاظ آماری بین سطح ۱۰۰ با ۷۵ درصد و سطح ۷۵ درصد با ۵۰ درصد دو به دو اختلاف معنی‌داری وجود نداشت (جدول ۴). اثر متقابل تیمارها روی عملکرد معنی‌دار بودکه نتایج مقایسه میانگین‌ها در شکل ۱ نشان داده شده است. مشاهده می‌گردد در تیمار دور آبیاری ۲ روز با کاهش مقدار نیتروژن مصرفی، میزان عملکرد کاهش نیافته است و تقریبا ثابت است. ولی در تیمار دور آبیاری ۴ روز بر عکس آن با کاهش نیتروژن مصرفی، عملکرد کاهش یافته است. بیشترین میزان عملکرد در تیمار دور آبیاری چهار روز و ۱۰۰ درصد نیتروژن مصرفی به‌میزان ۳۳/۱ تن در هکتار بدست آمد. هر چند با بقیه تیمارها، بجز تیمار دور آبیاری چهار روز و ۵۰ درصد نیتروژن مصرفی، به لحاظ آماری تفاوت معنی‌دار نبود. کمترین عمکرد در تیمار دور آبیاری چهار روز و سطح نیتروژن مصرفی ۵۰ درصد به میزان ۲۱/۵ تن در هکتار بدست آمد. میانگین کارآیی مصرف آب در دور آبیاری ۲ روز برابر با ۴/۰۰۶ و در دور آبیاری ۴ روز برابر با ۳/۷۲۸ کیلوگرم بر مترمکعب آب بود که هر دو سطح در یک گروه به لحاظ آماری قرار گرفتند. میزان کارآیی مصرف آب در سطوح ۱۰۰، ۷۵ و ۵۰ درصد نیتروژن مصرفی به‌ترتیب برابر با ۴/۱۸۳، ۳/۹۳۳ و ۳/۴۸۳ بود که به لحاظ آماری بین سطح ۱۰۰ با ۷۵ درصد و سطح ۷۵ درصد با ۵۰ درصد دو به دو اختلاف معنی‌داری وجود نداشت (جدول ۴). اثر متقابل تیمارها روی کارآیی مصرف آب معنی‌دار بودکه نتایج مقایسه میانگین‌ها در شکل ۲ نشان داده شده است. مشاهده می‌گردد در تیمار دور آبیاری ۲ روز با کاهش مقدار نیتروژن مصرفی، میزان کارآیی مصرف آب کاهش نیافته است و تقریبا ثابت است. ولی در تیمار دور آبیاری ۴ روز بر عکس آن با کاهش نیتروژن مصرفی، کارآیی مصرف آب کاهش یافته است. بیشترین میزان کارآیی مصرف آب در تیمار دور آبیاری چهار روز و ۱۰۰ درصد نیتروژن مصرفی به‌میزان ۴/۴۳۳ کیلوگرم بر مترمکعب آب بدست آمد. هر چند با بقیه تیمارها، بجز تیمار دور آبیاری چهار روز و ۵۰ درصد نیتروژن مصرفی، به لحاظ آماری تفاوت معنی‌دار نبود. کمترین کارآیی در تیمار دور آبیاری چهار

1- Bartlett's test

روز و سطح نیتروژن مصرفی ۵۰ درصد به میزان ۲/۹۰۰ کیلوگرم بر مترمکعب آب بدست آمد.

بر اساس نتایج حاصل از اجرای طرح در دو سال زراعی ۱۳۹۱ و ۱۳۹۲ و نیز نتایج تجزیه مرکب، اثر عوامل آزمایشی بر صفات مورد بررسی دارای روند تقریبا یکسانی بود. در این آزمایش اثر تیمار دور آبیاری روی میزان عملکرد و کارآیی مصرف آب معنی دار نبود. می‌توان گفت که این نتیجه منطقی بنظر می‌رسد، چرا که میزان آب مصرفی در طول فصل رشد در دورهای آبیاری ۲ و ۴ روز با هم مساوی بود و فقط تقسیط میزان آب مصرفی در کل فصل رشد با یکدیگر متفاوت بوده است. به عبارتی میزان آب مصرفی در هر بار آبیاری در دور آبیاری ۲ روز نصف دور آبیاری ۴ روز بوده است. این نتیجه می‌تواند برای ترویج و توسعه آبیاری قطره‌ای در مزارع سیب‌زمینی مفید باشد چرا که اکثر کشاورزان دارای یک حقابه مشخص (اکثرا هر ۱۲ روز چند ساعت) آب هستند و امکان اجرای آبیاری قطره‌ای به همین دلیل با مشکل مواجه می‌گردد، در صورتی که با افزایش دور آبیاری در روش آبیاری قطره‌ای می توان تا حدودی این مشکل و مسئله را حل نمود. در این آزمایش گر چه نتایج آنالیز آماری حکایت از عدم معنی دار بودن تیمار دور آبیاری روی میزان عملکرد و کارآیی مصرف آب داشت ولی مقدار عملکرد و کارآیی مصرف آب در دور آبیاری ۲ روز نسبت به دور آبیاری ۴ روز تا حدودی بیشتر بود. این نتیجه نیز اهمیت آب سهل الوصول را برای گیاه می‌رساند. در دور آبیاری ۲ روز به دلیل فاصله زمانی کمتر بین دو آبیاری، میزان آب سهل الوصول در منطقه توسعه ریشه بیشتر بود و در نتیجه گیاه با صرف انرژی کمتری می‌توانست آب را جذب نماید. در نتیجه میزان فتوسنتز گیاه بیشتر بوده است. میانگین عملکرد در دور آبیاری دو روز برابر با ۲۹/۷۸۹ و در دور آبیاری چهار روز برابر با ۲۷/۷۵۶ تن در هکتار و میانگین کارآیی مصرف آب نیز به‌ترتیب ۴/۰۰۶ و ۳/۷۲۸ کیلوگرم بر مترمکعب آب بود که هر دو سطح در یک گروه به لحاظ آماری قرار گرفتند.

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس مرکب عملکرد و کارآیی مصرف آب سیب‌زمینی در دو سال زراعی

Table 3- Results of analysis of variance of potato yield and water use efficieny

Source of variation	df	میانگین مربعات (MS)	
		Yield ton/ha	WUE kg/m^3
Y	1	116.640*	4.000**
R(Y)	4	26.979 ns	0.477 ns
I	1	37.210 ns	0.694 ns
Y×I	1	18.778 ns	0.401 ns
N	2	86.280*	1.510*
Y×N	2	0.756 ns	0.003 ns
I×N	2	121.398**	2.111**
A×I×N	2	0.855 ns	0.021 ns
Error	20	18.016	0.331
C.V (%)	−	14.75	14.89

* and ** significant at 5 and 1 percent probability levels and ns: not significant

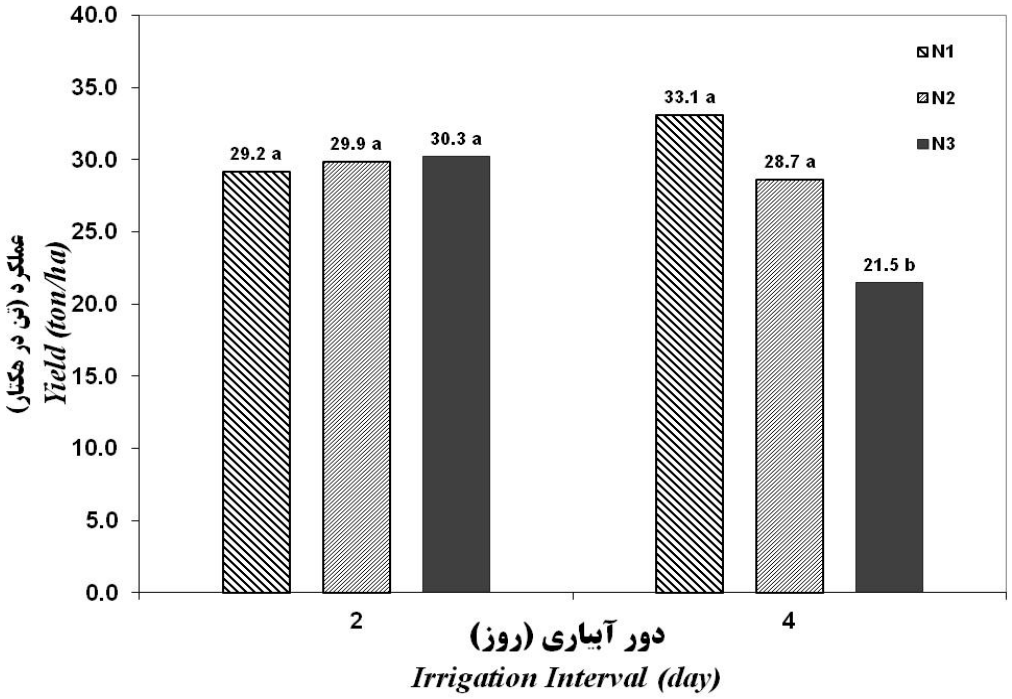
جدول ٤- نتایج مقایسه میانگین مرکب عملکرد و کارآبی مصرف آب سیب‌زمینی در دو سال زراعی

Table 4- Mean comparison of planting pattern, irrigation method and crop density for different traits

تیمار مورد بررسی	عملکرد (تن در هکتار)	کارآیی مصرف آب (کیلوگرم بر مترمکعب)*
Source of variation	Yield ton/ha	WUE kg/m^3
I1	29.789 a	4.006 a
I2	27.756 a	3.728 a
N1	31.167 a	4.183 a
N2	29.275 ab	3.933 ab
N3	25.875 b	3.483 b
I1N1	29.217 a	3.933 a
I1N2	29.900 a	4.017 a
I1N3	30.250 a	4.067 a
I1N1	33.117 a	4.433 a
I2N2	28.650 a	3.850 a
I3N3	21.500 b	2.900 b

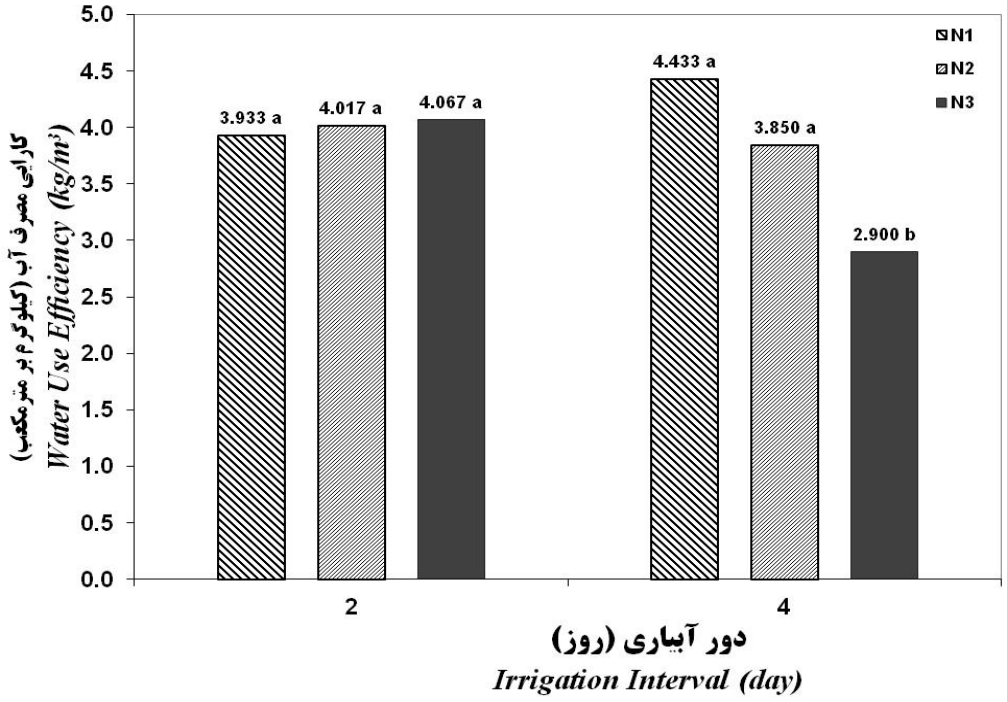
*حروف غیر مشابه بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد می‌باشد.

*In each column means with the same letters are not statistically different



شکل ۱- اثر متقابل دور آبیاری و درصد نیتروژن روی عملکرد سیب‌زمینی در دو سال زراعی

Figure 1- The interaction of irrigation interval and nitrogen on yield of potato in two growing seasons



شکل ۲- اثر متقابل دور آبیاری × درصد نیتروژن روی کارآیی مصرف آب سیب‌زمینی در دو سال زراعی

Figure 2- The interaction of irrigation interval and nitrogen on water use efficiency of potato in two growing seasons

نتایج بدست آمده از آنالیز مرکب نشان داد که اثر نیتروژن مصرفی و اثر متقابل دور آبیاری × درصد نیتروژن روی میزان عملکرد

و کارآیی مصرف آب معنی‌دار بود. میزان عملکرد در سطوح ۱۰۰، ۷۵ و ۵۰ درصد نیتروژن مصرفی به‌ترتیب برابر با ۳۱/۱۶۷، ۲۹/۲۷۵ و ۲۵/۸۷۵ تن در هکتار و میزان کارآیی مصرف آب نیز در سطوح نیتروژن مصرفی به‌ترتیب برابر با ۴/۱۸۳، ۳/۹۳۳ و ۳/۴۸۳ بود که به لحاظ آماری بین سطح ۱۰۰ با ۷۵ درصد و سطح ۷۵ درصد با ۵۰ درصد دو به دو اختلاف معنی‌داری وجود نداشت. نتایج اثرات متقابل نشان داد که در تیمار دور آبیاری دو روز با کاهش مقدار نیتروژن مصرفی، میزان عملکرد و کارآیی مصرف آب کاهش نیافته است و تقریبا ثابت است. ولی در تیمار دور آبیاری چهار روز بر عکس آن با کاهش نیتروژن مصرفی، عملکرد و کارآیی مصرف آب کاهش یافته است. می‌توان گفت به‌علت کمبود آب، اثر کمبود نیتروژن نیز ظاهر شده است. بیشترین میزان عملکرد و کارآیی مصرف آب در تیمار دور آبیاری چهار روز و ۱۰۰ درصد نیتروژن مصرفی به‌ترتیب به‌میزان ۳۳/۱ تن در هکتار و ۴/۴۳۳ کیلوگرم بر مترمکعب بدست آمد. هر چند با بقیه تیمارها، بجز تیمار دور آبیاری چهار روز و ۵۰ درصد نیتروژن مصرفی، به لحاظ آماری تفاوت معنی‌دار نبود. کمترین عمکرد و کارآیی مصرف آب در تیمار دور آبیاری چهار روز و سطح نیتروژن مصرفی ۵۰ درصد به میزان ۲۱/۵ تن در هکتار و ۲/۹۰۰ کیلوگرم بر مترمکعب آب بدست آمد.

بنظر می‌رسد در دور آبیاری ۴ روز غده‌ها فرصت مناسبی برای پرشدن و افزایش وزن دارند. اما در دور آبیاری ۲ روز امکان تولید تعداد غده‌های بیشتری وجود داشته است. بنابراین عملکرد بیشتر سیب‌زمینی در دور آبیاری ۲ روز نسبت به ۴ روز به‌دلیل افزایش تعداد غده‌ها بوده است. با این حال با توجه به آنکه تعداد غده‌های بالای ۵۰ گرم در دور آبیاری ۴ روز بیشتر از ۲ روز بوده است به‌نظر میرسد برای دستیابی به کیفیت مطلوبتر محصول و بازارپسندی بیشتر، یعنی غده‌های بالای ۵۰ گرم، دور آبیاری ۴ روز نسبت به ۲ روز ارجحیت دارد. همچنین علی‌رغم مصرف کمتر کود در تیمار ۷۵ درصد توصیه کودی نسبت به تیمار ۱۰۰ درصد توصیه کودی، عملکرد غده‌های سیب‌زمینی در اغلب اندازه‌ها و وزن‌ها بالاتر بوده است و ضمن کاهش میزان مصرف نیتروژن، غده‌های بازارپسند بیشتری نیز تولید نموده است. بدیهی است این تیمار از نظر رعایت اصول زیست‌محیطی و کاهش میزان آبشویی نیترات به آبهای زیرزمینی و نیز تلفات کود از مطلوبیت بیشتری برخوردار است.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج این تحقیق نشان داد که اثر دور آبیاری روی میزان عملکرد و کارآیی مصرف آب معنی دار نبود و کشاورز می تواند بین دورهای آبیاری ۲ و ۴ روز، یکی را که مطابقت بیشتری با شرایط مزرعه وی دارد انتخاب نماید، با این وجود پیشنهاد می گردد که اثر دور آبیاری در بافت های مختلف بررسی شود چرا که میزان گنجایش و ظرفیت نگهداری آب خاک نقش مهمی در این خصوص ایفا می‌نماید. بر اساس نتایج حاصل از اجرای این پروژه، مشخص شد که زمانی که در روش آبیاری قطره‌ای مطابق با توصیه کودی، نیتروژن مصرف می گردد، می‌توان حدود ۲۵ درصد کمتر نیتروژن مصرف نمود. لذا پیشنهاد می‌گردد در صورت تغییر سامانه آبیاری از روش سطحی به قطره‌ای در محصولات زراعی و باغی مختلف میزان نتیروژن مصرفی را کاهش داد. در عین حال تحقیق بیشتر در زمینه کودآبیاری و نیز میزان آن در روش‌های مختلف آبیاری توصیه می‌گردد.

منابع

1- Ayars J.E., Phene C.J., Hutmacher R.B., Davis K.R., Shoneman R.A., Vail S.S. and Mead R.M.1999. subsurface drip irrigation of row crops: a review of 15 years of research at the Water Management Laboratory. Agricultural Water Management, 42(1):1–27.

2- Badr M.A., Abou Hussein S.D., El-Tohamy W.A. and Gruda N. 2010. Efficiency of subsurface drip irrigation for potato production under different dry stress conditions, Gesunde Pflanzen, 62: 63-70.

3- Baghani J., Jolaini M. and Afshar H. 2007. The effectiveness of the implementation of drip irrigation on agriculture of Razavi Khorasan province. P.133-142, Proceedings of the National Seminar on irrigation and sustainable development, 20 Feb. 2007. Karaj, Iran.

4- Camp CR .1998. Subsurface drip irrigation: a review. Transactions of the ASAE, American Society Agricultural Engineers, 41(5):1353–1367.

5- El-Mokh F., Nagaz K., Masmoudi M. and Mechlia N. 2015 Yield and Water Productivity of Drip-Irrigated Potato under Different Nitrogen Levels and Irrigation Regime with Saline Water in Arid Tunisia, American Journal of Plant Sciences, 6(4): 501-510, Doi: 10.4236/ajps.2015.64054.

6- Fabeiro C., Martin de Santa Olalla F. and de Juan J.A. 2001. Yield and size of deficit irrigated potatoes. Agricultural Water Management, 48: 255-266.

7- FAO. 2005. FAO Statistical Year Book. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

8- Haverkort A.J., van Loon C.D., van Eijck P., Scheer F.P., Schijvens E.P.H.M., Uitslag H., Baarveld H.R., Campobello E.W.A., Liefrink S.R. and Peeten H.M.G. 2002. On the road to Potato Processing. NIVAA, the Netherlands Consultative Potato Institute.

9- Iwama K. 2008. Physiology of the potato: New insights into root system and repercussions for crop management.

Potato Research Journal, 51(3-4):333-353.
10- Jahad-E-Keshavarzi (ministry of agriculture).2012. Crop Statistical report. Tehran, Iran.
11- Jolaini M. and Kazemi M. 2011. Effects of irrigation and water cut in the drip irrigation method (type) on quantitative and qualitative of yield in potato varieties, The final research report, Center for Agricultural documents. Reg. 90/593. Agricultural Engineering Research Institute. 63 Pp.
12- Kumar P., Pandey S.K., Singh B.P., Singh S.V. and Kumar D. 2007. Effect of nitrogen rate on growth, yield, economics and crisps quality of Indian potato processing cultivars. Potato Research Journal, 50(2): 143-155.
13- Kazemi M., Hasan Abadi H., KhodaDadi M., Tavakoli H. and Masoumi A. 2008. Potato production management in environmental stresses. Proceedings of the National Seminar on Potatoes, food for the future, 12 Nov. 2008, Sarvelayat, Iran.
14- King, B.A. and Stark J.C. 1997. Potato Irrigation Management. University of Idaho Cooperative Extension System. Bul 789.
15- Lahlou Q., Ouattar S. and Ledent J.F. 2003. The effect of drought and cultivar on growth parameters, yield and yield components of potato. Agronomy Journal, 23: 257–268.
16- Majidi A., Zareei G.H., Keshavarz A. and Hejazi S.M. 2009. Evaluation of irrigation performance of different crops (pistachio orchards, gardens pomegranate and vegetables and herbs) using permeable clay pipes. The final research report. Center for Agricultural documents. Reg. 88/281. Agricultural Engineering Research Institute.
17- Malakoti M.J. 1996. Sustainable agriculture and increasing of optimizing performance of fertilizer consumption in Iran. Publishing Center of agricultural extension organization.
18- Malakoti M.J. 2000. Control of nitrate concentrations in the potatoes, onions and vegetables, undeniable necessity to protect public health, Journal of Soil and Water, Special issue: sustainable agriculture, 12(6): 1-9.
19- Najm A.A., Haj Seyed Hadi M.R., Darzi M.T. and Fazeli F. 2013. Influence of nitrogen fertilizer and cattle manure on the vegetative growth and tuber production of potato, International Journal of Agriculture and Crop Sciences, 5(2): 147-154.
20- Opena, G.B. and Porter G.A. 1999. Soil management and supplemental irrigation effects on potato, II. Root growth. Agronomy Journal, 91: 426-431.
21- Patel N. and Rajput T.B.S. 2007. Effect of drip tape placement depth and irrigation level on yield of potato, Agricultural Water Management, 88: 209–223.
22- Vasquez-Robinet C., Mane P.S., Ulanov A.V., Watkinson J.I., Stromberg V.K., Koeyer D.D., Schafleitner R., Willmot D.B., Bonierbale M., Bohnert H.J. and Grene R. 2008. Physiological and molecular adaptations to drought in Andean potato genotypes. Journal of Experimental Botany, 59(8): 2109–2123.
23- Waddell J.T., Gupta S.C., Moncrief J.F., Rosen C.J. and Steele D.D. 1999. Irrigation and Nitrogen Management Effects on Potato Yield Tuber Quality, and Nitrogen Uptake, Agronomy Journal, 91: 991-997.
24- Wang F.X., Kang Y. and Liu S.P. 2006. Effects of drip irrigation frequency on soil wetting pattern and potato growth in North China Plain, Agricultural Water Management, 79: 248–264.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 51-60

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین –اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۶۰-۵۱

The Effect of Different Levels of Irrigation and Nitrogen Fertilizer on Yield and Water Use Efficiency of Potato in Subsurface Drip Irrigation

M. Jolaini[1] -M. Karimi[2]*

Received: 07-09-2015
Accepted: 15-08-2016

Introduction: After wheat, rice and corn, potato is the fourth most important food plant in the world. In comparison with other species, potato is very sensitive to water stress because of its shallow root system: approximately 85% of the root length is concentrated in the upper 0.3-0.4 m of the soil. Several studies showed that drip irrigation is an effective method for enhancing potato yield. Fabeiro et al. (2001) concluded that tuber bulking and ripening stages were found to be the most sensitive stages of water stress with drip irrigation. Water deficit occurring in these two growth stages could result in yield reductions. Wang *et al.* (2006) investigated the effects of drip irrigation frequency on soil wetting pattern and potato yield. The results indicated that potato roots were not limited in wetted soil volume even when the crop was irrigated at the highest frequency while high frequency irrigation enhanced potato tuber growth and water use efficiency (WUE). Though information about irrigation and N management of this crop is often conflicting in the literature, it is accepted generally that production and quality are highly influenced by both N and irrigation amounts and these requirements are related to the cropping technique. Researches revealed that nitrogen fertilizers play a special role in the growth, production and quality of potatoes.

Materials and Methods: A factorial experiment in randomized complete block design with three replications was carried out during two growing seasons. Studied factors were irrigation frequency (I1:2 and I2:4 days interval) and nitrogen fertilizer levels (applying 100 (N1), 75 (N2) and 50 (N3) % of the recommended amount). Nitrogen fertilizer was applied through irrigation water. In each plot two rows with within-and between-row spacing of 45 and 105 cm and 20 m length. The amount of nitrogen fertilizer for the control treatment was determined by soil analysis (N1). In all treatments, nitrogen fertilizer applied in 5 times until flowering stage. Potassium, phosphorus and microelements applied according to the soil analysis results. The subsurface drip tape was used for irrigation. Tapes with 300 µm thickness, 30 cm dripper spacing and 4 lit/hour discharge were applied. Tapes buried at 20 cm soil depth before planting. Water amount was measured by the volume meter at each irrigation treatment. Water amount calculated based on crop water requirement and plot area and irrigation frequency. On maturity stage, 8 m of two central rows of each plot harvested for determining tuber yields. Water use efficiency was calculated as the ratio of the tuber yield to the total consumed water volume. Statistical analysis was performed using MSTAT-C software. Means were compared by Duncan's multiple range tests at 0.05 and 0.01 significant levels.

Results and Discussion: Results of combined analysis showed that yield and water use efficiency (WUE) did not affected by irrigation frequency. Yield and water use efficiency affected by nitrogen level ($p<0.05$) and interaction between treatments ($p<0.01$). Yield and WUE of potato in irrigation intervals 2 and 4 days were 29.789, 27.765 ton/ha and 4.006 and 3.728 kg/m3, respectively with no significance difference. The yield in 100, 75 and 50 % of Nitrogen amounts was 31.167, 29.275 and 25.875 ton/ha, respectively that had significant difference. The highest WUE observed in applying 100% N at a rate of 4.183 kg/m3 while in 75% and 50% treatments were 3.933 and 3.483 kg/m3, respectively. The highest and lowest yield and water use efficiency were obtained of I2N1 and I2N3 treatments, respectively.

Conclusion: The effect of irrigation frequency treatment on yield and water use efficiency was not significant. The results of the combined analysis showed that the effect of nitrogen and interaction of nitrogen and irrigation frequency on yield and water use efficiency was significant. In 4 days intervals, glands have an opportunity to fill and weight gain. But in 2 days intervals are more likely to produce the number of tubers. However, given that the number of tubers over 50 grams in 4 days intervals was more than 2 days, to achieve better quality and marketability of the product, 4 daysintervals was preferred to 2 days intervals. Despite the

1, 2- Asociate Professor and Research Lecturer of Agricultural and Natural Resources Research and Education Center of Razavi Khorasan Province, Mashhad, Iran, Respectively
(*-Corresponding Author Email: Karimi.irri@gmail.com)

lower fertilizer use in the treatment of 75% N compared to 100% N, the tuber yield in 75% N treatment was more than the 100% N treatment. Therefore, applying subsurface irrigation with 4 days intervals combined by using 75% of recommended nitrogen fertilizer resulted in high marketable, yield and WUE in potato.

Keywords: Subsurface Drip irrigation, Potato, Irrigation interval, Nitrogen

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 61-74

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۷۴-۶۱

کاربرد نظریه آشوب و شبکه عصبی مصنوعی در بررسی و تخمین تبخیر از سطح آب دریاچه‌ها

سعید فرزین[1*] – رضا حاجی آبادی[2] – محمد حسین احمدی[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۷/۲۹
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۲/۰۹

چکیده

ماهیت دینامیکی پدیده‌های هیدرولوژیکی و نیز محدودیت دسترسی ابزارهای ریاضیاتی مناسب، سبب گشته که اکثر مطالعات پیشین در این زمینه، منجر به نگرشی تصادفی و احتمالاتی گردد. بررسی قطعی و یا تصادفی بودن فرآیند دینامیکی مقادیر تبخیر از سطح آب دریاچه‌ها، به منظور انتخاب روش مناسب شبیه‌سازی و بررسی قابلیت پیش‌بینی، موضوع مهم و بحث برانگیزی است که در این تحقیق به آن پرداخته شده است. در این راستا، با توجه به قابلیت فراوان نظریه آشوب و مدل هوشمند شبکه عصبی در مطالعه رفتار سیستم‌های غیرخطی پویا مقادیر ماهانه تبخیر سطح آب دریاچه ارومیه در شمال‌غربی ایران، طی یک دوره آماری ۴۰ ساله (۱۳۴۶-۱۳۸۶) با استفاده از مفاهیم این دو روش مورد بررسی و پیش‌بینی قرار گرفته است. نتایج بررسی شاخص‌های تعیین ماهیت آشوبناکی داده‌های تبخیر؛ نمای لیاپانوف مثبت و مقدار غیرصحیح شیب نمودار بعد همبستگی در مقابل شعاع همبستگی، همگی نشانگر رفتار کاملا آشوبناک سری زمانی تحت بررسی می‌باشد. نتایج صحت‌سنجی حاکی از دقت بالای نظریه آشوب و مدل شبکه عصبی مصنوعی- اندکی دقت بالاتر- می‌باشد به طوریکه میانگین خطای مطلق (MAE) و جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) در شبکه عصبی مصنوعی نسبت به نظریه آشوب به ترتیب ۲/۵۱ و ۲/۲۵ میلی‌متر کاهش یافته‌اند. همچنین نتایج مربوط به ارتفاع تجمعی تبخیر در دوره صحت‌سنجی حاکی از برتری ۳/۸ درصدی شبکه عصبی مصنوعی نسبت به نظریه آشوب دارد.

واژه‌های کلیدی: پیش‌بینی، پدیده‌های هیدرولوژیکی، دریاچه ارومیه، نمای لیاپانوف

مقدمه

به طور کلی یک مدل، نمایشی ساده از یک سیستم پیچیده بوده و در مدل ریاضی رفتار یک سیستم به وسیله یک سری معادلات ریاضی همراه با جملات منطقی، ارتباط بین متغیرها و پارامترها را بیان می‌کند. علیرغم آنکه تاکنون مدلهای ریاضیاتی متعددی برای مدلسازی فرآیندهای هیدرولوژیکی پیشنهاد گردیده است، اما هنوز رویکرد ریاضیاتی یکسان و واحدی وجود ندارد. علت این امر را می‌توان به تغییرپذیری قابل توجه زمانی و مکانی فرآیندهای هیدرولوژیکی و نیز محدودیت دسترسی ابزارهای ریاضیاتی مناسب برای استخراج ساختار فرآیندهای هیدرولوژیکی، نسبت داد. علت تغییرات وسیع زمانی و مکانی فرآیندهای هیدرولوژیکی، وابسته بودن آنها به مؤلفه‌های متعدد می‌باشد که از جمله می‌توان به پارامترهای هواشناسی، خاکشناسی، توپوگرافی و اقلیم‌شناسی اشاره نمود. این امر سبب گشته که اکثر تحقیقات گذشته در زمینه مدلسازی‌های هیدرولوژیکی منجر به نگرشی تصادفی و احتمالاتی گردد (۲۲).

با توجه به قرار گرفتن ایران در نواحی خشک و نیمه خشک، مقدار بارندگی و نزولات جوی ایران به اندازه کافی نیست. همچنین این ریزش‌های جوی دارای پراکندگی مناسب و یکنواختی در سطح کشور نمی‌باشد. مشکل آب در کشور ما علاوه بر کمبود ریزش‌های جوی، زیاد بودن میزان تبخیر است چرا که بخش اعظمی از این نزولات و منابع آب سطحی ناشی از بارندگی در اثر تبخیر از دسترس خارج می‌شود و به همین دلیل تبخیر به خصوص از منابع آب سطحی در کشور ما از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است و نقش مهمی در پدیده‌های هیدرولوژیکی و مدیریت منابع آب ایفا می‌کند.

دریاچه ارومیه در کشور ما نیز از جمله دریاچه‌هایی است که در طول سال‌های اخیر عوامل اقلیمی و انسانی آن را دستخوش تغییرات کرده به طوریکه تبخیر از سطح این دریاچه در سال‌های اخیر باعث تغییر شدید اکوسیستم و همچنین افزایش غلظت نمک دریاچه شده

۱- استادیار، گروه مهندسی آب و سازه های هیدرولیکی، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه سمنان
(*- نویسنده مسئول: Email: saeed.farzin@semnan.ac.ir)
۲ -دانشجوی دکتری، گروه مهندسی و مدیریت منابع آب، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه علم و صنعت ایران
۳- دانشجوی دکتری، گروه آب، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه تبریز
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.49971

است و به تبع آن سطح و کیفیت آب دریاچه در شرایط نامطلوبی قرار گرفته است (۱۰). اهمیت و ماهیت دریاچه ارومیه به عنوان یک میراث طبیعی و جهانی از یک سو و مدیریت جامع منابع آب از دیگر سو، سبب جلب توجه محققان نقاط مختلف دنیا گردیده است. دریاچه ارومیه به عنوان بزرگ‌ترین دریاچه داخلی کشور و دومین دریاچه آب شور جهان محسوب می‌شود. این دریاچه زیستگاه جانداران بسیاری بوده و از منظرهای مختلف اقتصادی، اجتماعی و زیست محیطی اهمیت بالایی در کشور و منطقه دارد. این دریاچه به عنوان یکی از مهمترین زیستگاه‌های طبیعی در سطح منطقه مطرح بوده و به دلیل ویژگیهای منحصر به فرد خود به وسیله سازمان یونسکو به عنوان پارک ملی شناخته شده است. طی سالیان اخیر به علل مختلف تراز آب دریاچه‌ی ارومیه ۶ متر کاهش یافته است (۱۰ و ۱۱). با توجه به اهمیت تبخیر از سطح دریاچه ارومیه در این تحقیق پیش‌بینی تبخیر از سطح دریاچه با استفاده نظریه آشوب و مدل هوشمند شبکه عصبی مصنوعی مورد بررسی قرار گرفته است.

نظریه آشوب و مدل شبکه عصبی مصنوعی امروزه به روش‌های مناسبی جهت پیش‌بینی پدیده‌های هیدرولوژیکی تبدیل شده‌اند و محققان زیادی از این ابزارها در پژوهش‌های خود بهره برده‌اند. استهلیک (۲۴) به بررسی آشوب‌پذیری دبی روزانه رودخانه پرداخت. در این تحقیق با توجه به مفهوم تاخیر زمانی، دو سری از داده‌های دبی رودخانه اولریسکا در جمهوری چک، با مدت تاخیر زمانی مختلف، جهت بررسی امکان رفتار آشوبی داده‌ها و برآورد تاثیر مدت زمان تاخیر در ماهیت جاذب‌های متناظر تجزیه و تحلیل شدند. سولوماتین و همکاران (۲۳) تخمین سطح آب دریای شمال را با استفاده از نظریه آشوب و شبکه عصبی مصنوعی انجام دادند. نتایج، برتری نظریه آشوب را نسبت به مدل‌های خطی همچون خود همبستگی و مدل ARIMA، در تخمین سطح موج آب در منطقه ساحلی نشان دادند. ریگوندا و همکاران (۲۰) داده‌های جریان سه رودخانه در مقیاسهای زمانی مختلف روزانه، پنج روزه و هفت روزه را از نظر آشوب‌پذیری بررسی نمودند. تعدادی از سری داده‌ها رفتار آشوبناک و برخی رفتار تصادفی نشان دادند. خان و همکاران (۱۶) امکان وجود سیگنال‌های آشوبی در سری‌های زمانی محدود را بررسی نموده و نشان دادند که داده‌های هیدرولوژیکی محدود هم می توانند رفتار آشوبناکی از خود نشان دهند. کوجاک و همکاران (۱۸) با استفاده از مدل پیش‌بینی موضعی تئوری آشوب، پیش‌بینی جریان ماهانه سد یاملا را مورد مطالعه قرار دادند که پیش‌بینی‌های کوتاه مدت، نتیجه بهتری نسبت به روش‌های دیگر نشان داد. داملا و یالچین (۴) به پیش‌بینی سیلاب‌ها با استفاده از نظریه آشوب پرداختند و نشان دادند که مقادیر پیش‌بینی شده با نظریه آشوب نسبت به مقادیر پیش‌بینی شده با مدل سری‌های زمانی، دقت قابل ملاحظه‌ای دارد. اِن جی و همکاران (۱۹) کاربرد تکنیکهای تحلیلی آشوبناک را بر روی سری‌های جریان نویزدار روزانه بررسی نمودند. وو و همکاران (۲۷) از مدل آشوب و مدل هندسی فرکتال برای تخمین سری زمانی کیفیت آب با داده‌های کم استفاده و نتایج را با مدل خاکستری و مدل سری زمانی AR مقایسه نموده، به این نتیجه رسیدند که دقت تخمین مدل آشوب بالاتر از مدل خاکستری و مدل سری زمانی AR است. شانگ و همکاران (۲۱) تکنیک‌های مدلسازی سری زمانی غیرخطی را جهت تحلیل داده‌های رسوبات معلق بکار گرفتند. نتایج نشان داد که خصوصیات آشوبناک در پدیده انتقال رسوب وجود دارد و تکنیکهای برپایه دینامیک فضای حالت می‌تواند برای تحلیل و پیش‌بینی غلظت رسوبات معلق استفاده شود. خطیبی و همکاران (۱۴) نوسانات ساعتی تراز آب بندر هیلاری بوت در غرب استرالیا را در سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۲ با استفاده از نظریه آشوب و برنامه‌ریزی ژنتیک مورد بررسی و پیش‌بینی قرار دادند. نتایج حاکی از دقت بالای روش برنامه‌ریزی ژنتیک و نظریه آشوب- اندکی دقت بیشتر- در پیش‌بینی می‌باشد. خطیبی و همکاران (۱۵) به منظور پیش‌بینی رطوبت نسبی روزانه در دو ایستگاه در کالیفرنیای آمریکا از شبکه عصبی مصنوعی و برنامه‌ریزی ژنتیک استفاده کردند. نتایج آنها نشان داد که هر دو مدل از توانایی بالایی برای پیش‌بینی رطوبت نسبی برخوردار هستند. ترزی (۲۶) نیز برای پیش‌بینی تبخیر روزانه دریاچه‌ای در جنوب غربی ترکیه از برنامه‌ریزی ژنتیک و شبکه عصبی مصنوعی استفاده کرد و نتایج حاکی از برتری مدل برنامه‌ریزی ژنتیک نسبت به شبکه عصبی مصنوعی است. کیم و همکاران (۱۷) از سه مدل متفاوت شبکه عصبی مصنوعی شامل MLP و GRN و ANFIS جهت پیش‌بینی تبخیر روزانه دو ایستگاه در کره جنوبی استفاده کردند و نشان دادند هر سه مدل دقت بالایی دارند. دونگ و همکاران (۵) با استفاده از ترکیب تئوری آشوب در شبکه عصبی فازی موجب بهبود دقت و کارایی این مدل در تخمین رواناب رودخانه ای در ویتنام شدند. ذونعمت و کیشی (۲۹) نیز از تئوری آشوب به منظور اثبات آشوبناکی مشخصات امواج ثبت شده در خلیج فارس استفاده کردند. مشخصات این امواج توسط سه ایستگاه واقع در مناطق مختلف خلیج فارس ثبت شده بود و نتایج حاکی از آشوبناکی بالای ارتفاع و دوره موج و آشوبناکی اندک امتداد و جهت موج بود.

در ایران نیز، حسن‌زاده و همکاران (۱۱) ماهیت آشوبناکی نوسانات روزانه تراز آب دریاچه ارومیه را مورد بررسی قرار دادند و نشان دادند این نوسانات آشوبناک هستند. قاهری و همکاران (۸) با استفاده از نظریه آشوب جریان روزانه رودخانه اهرچای را مورد بررسی و پیش‌بینی قرار دادند. نتایج آنها نشان از دقت قابل قبول نظریه آشوب در پیش‌بینی جریان رودخانه اهرچای دارد. حسن‌زاده و همکاران (۱۲) پس از نویززدایی SPI شهر تبریز در طول دوره آماری، ماهیت آشوبناکی سری زمانی حاصل را مورد بررسی قرار دادند و پس از تایید رفتار آشوبناک سیستم، با استفاده از نظریه آشوب شدت

خشکسالی شهر تبریز را برای ۳ سال آینده پیش‌بینی نمودند.

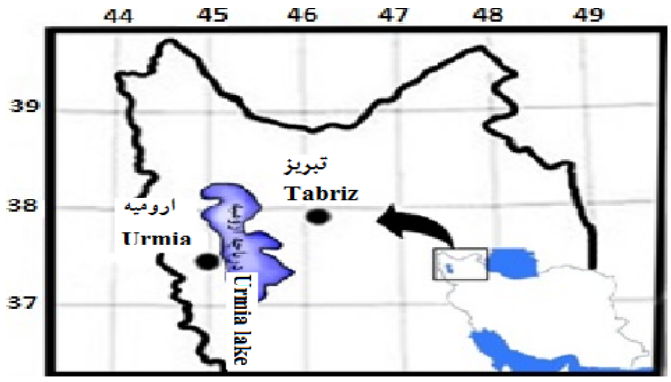
همانگونه که ذکر گردید مطالعه تبخیر و در پی آن تراز سطح آب اهمیت فراوانی در زمینه ارزش‌های اکولوژیکی دریاچه، کشاورزی، مدیریت منابع آب و بسیاری از مسائل دیگر دارد و بدین منظور مدل‌های مختلف تجربی، نیمه تجربی و هوشمند توسعه یافته‌اند. با توجه به تاثیرگذاری عوامل مختلف متغیر بر روی تبخیر می‌توان سیستم تغییرات تبخیر را به عنوان یک سیستم دینامیکی مطرح نمود و از آنجائی که تئوری آشوب به مطالعه سیستم‌های دینامیکی می‌پردازد، لذا تحلیل و پیش‌بینی تبخیر از سطح آب دریاچه ارومیه با استفاده از نظریه آشوب و مقایسه نتایج با نتایج حاصله از مدل هوشمند شبکه عصبی مصنوعی می‌تواند به عنوان روشی نوین مطرح گردد که تاکنون بحثی در این مقوله صورت نپذیرفته است. پیش‌بینی پدیده‌های هیدرولوژیکی یکی از موارد اساسی در طراحی و مطالعات مربوط به منابع آب به شمار می‌آید که می‌تواند کمک شایانی دربرنامه‌ریزی، بهره‌برداری و مدیریت کمی و کیفی این منابع داشته باشد.

مواد و روش‌ها

در تحقیق حاضر دقت مدل هوشمند شبکه عصبی مصنوعی و نظریه آشوب در پیش‌بینی تبخیر از سطح دریاچه ارومیه مورد بررسی قرار گرفته است. برای این منظور از سری زمانی ۴۰ ساله (۱۳۴۶-۱۳۸۶) داده‌های تبخیر ماهانه دریاچه ارومیه استفاده شده است. این داده‌ها از هفت ایستگاه تبخیرسنجی مجاور دریاچه ارومیه جمع‌آوری گردیده است و میانگین آنها به عنوان تبخیر متوسط از سطح دریاچه در نظر گرفته شده است (۱۰). به منظور صحت‌سنجی نتایج مدل‌ها از داده‌های ۱۰ سال پایانی (۱۳۷۶-۱۳۸۶) استفاده شده است، سپس تبخیر ماهانه ۴ سال بعدی نیز (۱۳۸۶-۱۳۹۰) پیش‌بینی شده است و توانایی مدل‌ها در پیش‌بینی مقادیر تبخیر در آینده و یا داده‌های ثبت نشده در گذشته مورد بررسی قرار می‌گیرد.

موقعیت و ویژگی‌های جغرافیایی دریاچه ارومیه

از نقطه نظر جغرافیایی، دریاچه ارومیه در حد گسترش نهایی خود حدود ۱۴۰ کیلومتر طول، ۵۵ کیلومتر عرض و با حداکثر ۱۸ متر عمق، در شمال غرب ایران واقع شده است. مساحت آن در طول سال‌های گذشته بین ۴۰۰۰ تا ۶۰۰۰ کیلومتر مربع در نوسان بوده است که میانگین مساحت آن حدود ۵۰۰۰ کیلومتر مربع برآورد می‌شود (۱۰). میانگین شوری آب آن بین ۲۲۰ تا ۳۰۰ گرم در لیتر است که نسبت به شرایط زمانی و مکانی مختلف متغیر است و سبب گشته است که دومین دریاچه فوق اشباع نمک در دنیا به حساب آید. شکل (۱) موقعیت جغرافیایی منطقه و دریاچه ارومیه را نشان می‌دهند.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی دریاچه ارومیه در شمال غرب ایران
Figure 1- Location of Urmia lake in northwestern Iran

نظریه آشوب

آشوب، رفتاری است غیرخطی در محدوده‌ای بین رفتار نوسانی (periodic) و رفتار تصادفی(random) . این نوع سیستم‌ها به شرایط اولیه و وضعیت شروع رفتار به شدت حساس می‌باشند. در نگاه اول برخی از سیستمهای آشوبناک ممکن است کاملا نظامند وتناوبی و یا حتی برخی تصادفی به نظر آیند؛ در هریک از این حالت‌ها هر دوی این فرض‌ها (تناوبی بودن و تصادفی بودن) مردود هستند. به طور مشخص می‌توان گفت سیستم‌های آشوبناک، سیستم‌هایی قطعی هستند یعنی در هر لحظه برای هر سری زمانی اندازه‌گیری شده X(t) ، سیستم را می‌توان به شکل زیر بیان کرد(۱۱):

$$X(t)=\left(x(t),x(t-\tau),x(t-2\tau),..x(t-(k-1)\tau)\right) \qquad (۱)$$

که در آن t شاخصی اسکالر، نظیر زمان، برای بیان داده‌ها، k بعد سیستم و τ فواصل بین مشاهدات یا زمان تاخیر است. حال فرض کنید F تابع غیرخطی حاکم بر سیستم باشد به دلیل قطعی بودن سیستم برای هر t+τ می‌توان نوشت (۱۲):

$$F:\Re^k \rightarrow \Re^k$$
$$x(t+\tau)=F(X(t))+p(t) \qquad (۲)$$

به دلیل وجود خطاهایی نظیر گردکردن، سرشکنی و خطاهای موجود در اندازه‌گیری متغیر احتمال p(t)، با میانگین صفر، در نظرگرفته شده است. در سیستمهای قطعی خطای موجود (اختلاف بین هر دو حالت مجاور) یا بسیار کم باقی می‌ماند (سیستم‌های پایدار و عادی) یا به صورت نمایی رشد می‌کند (سیستم‌های آشوبناک). در حالی که در سیستمهای تصادفی این خطا و اختلاف به صورتی کاملا اتفاقی و تصادفی توزیع می‌شود (۷).

ابعاد نشاننده (Embedding Dimensions)

از آن جایی که سیستم‌های آشوبناک، سیستم‌هایی هستند که رفتار هر لحظه از سیستم به پارامترهای متعددی بستگی دارد در رابطه (۱)، k مقدار بزرگی خواهد بود. از طرفی با افزایش پارامترهای دخیل در رفتار یک سیستم، حجم داده‌ها و عملیات محاسباتی به شدت افزایش می‌یابد از این رو برای kهای بزرگتر از ۱۰ مناسب‌تر خواهد بود از همان مدلهای متغیر تصادفی برای بیان سیستم استفاده شود (به نقل از ۱۱). شیوه‌های مختلفی برای تقلیل بعد سیستم و انتخاب پارامترهایی که رفتار سیستم را با خطای قابل قبولی توضیح می‌دهند، وجود دارد. یکی از کلیدی‌ترین این روش‌ها قضیه ابعاد نشاننده تیکن (Takens embedding dimensions) است (۳). در این قضیه با کاهش بعد سیستم از k به d به جای بردار x(t)، بردار y(t) در نظرگرفته میشود. این قضیه را به صورت زیر می‌توان نوشت:

$$s(t)=h(x(t)) \quad R^k \rightarrow R$$
$$y(t)=[s(t),s(t+T),s(t+2T),..s(t+(d-1)T)] \qquad (۳)$$

که در آن T=mτ m=(1,2,3,..)، فاصله زمانی یا تاخیر نامیده می‌شود. بر طبق این قضیه با افزایش d، بردار y(t) بسیاری از خاصیت‌های دینامیکی مهم x(t) را بازتولید می‌کند. بنابراین برای تحلیل بسیاری از ویژگیهای سیستم، دیگر نیازی به x(t) نخواهد بود. برای به کاربردن این قضیه به صورت موثر دو گام باید طی شود: در گام اول مقدار تاخیر یا همانT تعیین می‌شود و در گام دوم مقدارd یا همان بعد نشاننده (۱). در گام اول برای محاسبه تاخیر زمانی (T) می‌توان از تابع اطلاعات متقابل (Mutual Information) استفاده کرد (رابطه۴). طبق آنچه که در مرجع (۷) آورده شده است T مناسب برابر است با اولین مینیمم این تابع.

$$I(\tau)=\sum_{s(n),s(n+\tau)} \Pr(s(t),s(t+T))\log_2\left[\frac{\Pr(s(t),s(t+T))}{\Pr(s(t))\Pr(s(t+T))}\right] \qquad (۴)$$

که در آن t، تعدادکل داده‌های سری‌زمانی، Pr(S(t)) و Pr(S(t+T)) به ترتیب احتمالات S(t) و S(t+T) می‌باشند. Pr نیز مقدار تابع احتمال است که میتوان از هیستوگرام مربوط به داده‌ها استخراج کرد.

در گام دوم برای تعیین بعد نشاننده یا d میتوان روشی راکه توسط Cao ابداع شده است، به کاربرد؛ طبق رابطه زیر(۳):

$$E1(d)=\frac{E(d+1)}{E(d)} \qquad (۵)$$

در رابطه (۵)، E(d) به صورت زیر محاسبه می‌شود:

$$E(d)=\frac{1}{N-dT}\sum_{t=0}^{N-dT-1}\frac{\left\|y_{d+1}(t)-y_{d+1}^{NN}(t)\right\|}{\left\|y_d(t)-y_d^{NN}(t)\right\|} \qquad (۶)$$

که در آن علامت ||...|| اندازه اختلاف دو بردار است. N معرف طول سری داده‌ها، d بعد نشاننده و NN نماینگر نزدیک‌ترین بردار همسایه به بردار دیگر است که توسط معیار زیر تعریف می‌شود:

$$\left\|y_d(t)-y_d^{NN}(t)\right\|=\max_{0\le j\le d-1}\left|s(t+jT)-s^{NN}(t+jT)\right| \qquad (۷)$$

با افزیش مقدار d، E1(d) به سمت یک نزدیک‌تر می‌شود. مناسب‌ترین مقدار d، مقداری است که در آن روند افزایشی E1(d) دچار یک پیچ‌خوردگی شده و بعد از آن، روند نمودار به سمت ثابت شدن پیش رود.

شاخص‌های تعیین ماهیت آشوبناکی

برای آنالیز داده‌ها اولین گام تشخیص آشوبناک یا تصادفی بودن سیستم مورد مطالعه می‌باشد. در ادامه شاخص‌هایی معرفی خواهد شد که با محاسبه آنها با استفاده از نرم افزار OpenTSTOOL نسخه ۲.۱ در سال ۲۰۰۹ و کد نویسی انجام پذیرفته در Matlab می‌توان به این امر پاسخ داد.

الف) بعد همبستگی(Correlation Dimension)

الگوریتم بعد همبستگی در سال ۱۹۸۳ توسط گراسبرگر و پروکاسیا ابداع گردید (۱۳). این الگوریتم برپایه مفهوم بعد فراکتالی – مفهومی که از هندسه فراکتالی در رابطه با خود شبیهی نشات گرفته‌است– کاربردهای زیادی در مشخص‌سازی و توصیف پدیده‌های آشوبناک دارد. شبیه‌سازی به معنای تقلید است و یک مدل شبیه‌ساز باید بتواند ساختار سیستم را تقلید کند و بگونه‌ای رفتار آن را ایجاد کند. ایجاد رفتار فقط به این معنی نیست که مدل تجربه گذشته را تولید نماید بلکه باید بتواند به رویدادها و سیاست‌های کاملا جدید پاسخ دهد. همبستگی بین متغیرها نشان دهنده وضعیت سیستم در گذشته است(۲۵). بعد همبستگی یکی از روش‌های مرسوم تعیین آشوبناکی سیستم و همچنین کمی کردن آشوب می‌باشد. این کمیت برای سامانه‌های آشوبناک عددی غیر صحیح خواهد بود. اگر کره‌ای با

شعاع R را حول نقاط مشخصی از داده‌ها در نظر بگیریم، در این صورت تعداد نقاطی را که درون کره قرار می‌گیرند، بدون در نظر گرفتن مرکز کره، می‌توان به صورت زیر بیان کرد(۱۳):

$$C(R)=\frac{1}{N(N-1)}\sum_{i=0}^{(N-dT-1)}\sum_{j=0,j\neq i}^{(N-dT-1)}\Theta\left(R-\left|x(i)-x(j)\right|\right) \quad (۸)$$

که در آن N معرف طول دامنه داده‌ها و $\Theta(x)$ عبارت است از تابع مشخصه هویساید:

$$\Theta(x)=\begin{cases}0 & x<0\\ 1 & x\geq 0\end{cases} \quad (۹)$$

هنگامی که مقادیر R به صفر نزدیک می‌شود برای محاسبه نرخ تغییر C(R) می‌توان نوشت:

$$C(R)=\lim_{R\to 0}kR^{D_C} \quad (۱۰)$$

با حل رابطه بالا مقدار D_C بدست می آید:

$$D_C=\lim_{R\to 0}\frac{\ln C(R)}{\ln R} \quad (۱۱)$$

در این رابطه D_C بیانگر بعد همبستگی است. از آنجائیکه مجموعه داده‌ها پیوسته نخواهد بود، مقادیر R نمی‌تواند زیاد به صفر نزدیک شود (هیچ نقطه‌ای درون کره یافت نمی‌شود). به منظور بررسی آشوب‌پذیری و تخمین بعد همبستگی مناسب می‌توان دیاگرام ln C(R) نسبت به ln R را رسم کرد؛ شیب قسمت خطی این دیاگرام مقدار D_C را بدست می‌دهد. اگر D_C عددی غیر صحیح باشد، در این حالت یکی از معیارهای مهم آشوبناک بودن سیستم مورد بررسی بروز می‌کند(۹).

ب) نمای لیاپانوف

یک مشخصه مهم سیستم آشوبناک، حساسیت نسبت به شرایط اولیه است. برای نشان دادن میزان حساسیت پاسخ سیستم به تحریکهای کوچک، این کمیت را ارزیابی می‌کنند(۲). نمای لیاپانوف λ_m با میانگین نرخ افزایشی به‌صورت زیر تعریف می‌شود (۲):

$$\lambda_m=\frac{1}{N\Delta t}\sum_{t=o}^{N-1}\ln\left(\left|\frac{s(t+\Delta t)-s'(t+\Delta t)}{s(t)-s'(t)}\right|\right) \quad (۱۲)$$

در معادله (۱۲)، N تعداد کل داده‌ها، S(t) تابع اسکالر بازسازی شده توسط بعد نشاننده، S′(t) تابع اسکالر نزدیک به S(t) و Δt بازه زمانی می‌باشد. مثبت بودن نمای لیاپانوف، نشان دهنده آشوب است (۲ و ۱۲). هر چه حساسیت به شرایط اولیه بیشتر باشد یا به عبارتی سیستم آشوبناک‌تر باشد، آنگاه دو نقطه با همسایگی بینهایت کوچک درحالت اولیه (بعد کم)، با افزایش بعد نشاننده به شدّت از یکدیگر فاصله می‌گیرند.

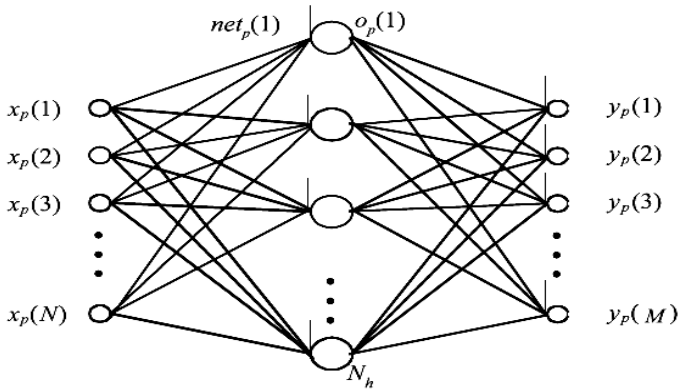
پیش‌بینی

بطور کلی استفاده از تئوری‌های ریاضی در ارزیابی آشوبناکی پدیده‌های هیدرولوژیکی و سپس پیش‌بینی این پدیده‌ها می‌تواند کمک شایانی در برنامه ریزی مدیریت منابع آب داشته باشد. پیش‌بینی ابزاری است برای کمک به تصمیم‌گیری، بنابراین باید بتوان به کمک پیش‌بینی پاسخ سوال‌های تصمیم‌گیرنده را به دست آورد. ارزش پیش‌بینی به میزان سودمندی آن در زمان اتخاذ تصمیم بستگی دارد.

با توجه به رفتار آشوبناک سری زمانی تبخیر از سطح آب دریاچه ارومیه، امکان و قابلیت پیش‌بینی این نوسانات در گذر زمان وجود دارد. بدون شک تعیین مقادیر تبخیر از سطح آب دریاچه ارومیه موضوع با اهمیتی است که یک پیش‌بینی می‌تواند در برنامه ریزی و ارائه راهکارهای مدیریتی آتی مفید باشد. این امر با استفاده از الگوریتم نزدیکترین همسایگی در نرم افزار OpenTSTOOL صورت پذیرفته است.

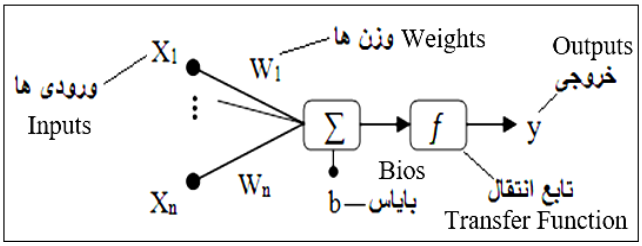
مدل هوشمند شبکه عصبی مصنوعی

تئوری و طراحی شبکه‌های عصبی مصنوعی از چند دهه پیش شروع به گسترش کرده است و ماهیت غیرخطی بودن آنها سبب شده است که در بسیاری از مسائل پیچیده عملکرد مناسبی از خود نشان دهند. یکی از ساده‌ترین و کارآمدترین چیدمان‌های پیشنهادی برای استفاده در مدل‌سازی عصب‌های واقعی، مدل پرسپترون چند لایه یا به اختصار MLP (Multi Layers Perceptron) می‌باشد که از یک لایه ورودی، یک لایه خروجی و یک یا چند لایه پنهان تشکیل شده است. در این ساختار تمام نرون‌های یک لایه به تمام نرون‌های لایه بعد متصل می‌باشند. در شکل (۲) نمونه‌ای از شبکه پرسپترون چند لایه (با یک لایه پنهان) مشاهده می گردد. همانطور که در شکل (۲) مشاهده می‌شود بر روی هر کدام از لایه‌ها تعدادی نرون به عنوان واحدهای پردازنده وجود دارند که با اتصالاتی وزن‌دار به یکدیگر متصل می‌شوند. نحوه اتصال نرون‌ها و چگونگی تنظیم پارامترهای آنها که از آن به عنوان الگوریتم یادگیری یاد می‌شود، منجر به نتایج متفاوتی از شبکه می‌شود (۲۸). طی فرآیند آموزش، وزن‌ها و مقادیر ثابتی که با آنها جمع می‌شوند و اصطلاحا بایاس (Bias) نامیده می‌شوند، به طور پی‌درپی تغییر می‌کنند تا اینکه خطا به کمترین مقدار خود برسد. مدل عمومی شبکه‌های پرسپترون، شبکه‌های جلو رونده (Feed Forward) با روال آموزش انتشار به عقب (Back Propogation Training) است (شکل ۲). در شکل (۲) *Xp*ها و *Yp*ها به ترتیب ورودیهای و خروجی‌های شبکه هستند. شکل (۳) نیز نحوه فرآیند و محاسبات انجام شده توسط یک نرون مصنوعی منفرد را نشان می‌دهد.



شکل ۲- شبکه پرسپترون چند لایه با یک لایه پنهان (۲۸)

Figure 2- Multi-layer perceptron network with a hidden layer (28)



شکل ۳- مدل غیرخطی یک نرون مصنوعی منفرد

Figure 3- Nonlinear model of a simple neuron

فرآیند صورت گرفته توسط این نرون را می‌توان از نظر ریاضی به صورت رابطه (۱۳) بیان نمود.

$$y = f\left(\sum_{i=1}^{n} W_i X_i + b\right) \qquad (۱۳)$$

که در آن X_i ورودی و W_i وزن متناظر با هر ورودی، b بایاس، f تابع انتقال و y خروجی نرون است(۲۸). برای استفاده از شبکه عصبی مصنوعی ابتدا باید داده‌های ورودی نرمال‌سازی شوند و سپس شبکه آموزش داده شود. این نرمال سازی با استفاده از رابطه (۱۴) صورت گرفته است که داده‌های ورودی را به بازه [۰و۱] انتقال می‌دهد.

$$x_n = \frac{x_i - x_{\min}}{x_{\max} - x_{\min}} \qquad (۱۴)$$

که در آن X_n داده نرمال شده و X_{min} مینیمم داده در بازه مورد نظر و X_{max} ماکزیمم داده در بازه مورد نظر و X_i داده نرمال نشده است. به منظور پیش‌بینی مقادیر تبخیر از سطح دریاچه ارومیه با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی ابتدا شبکه با استفاده از بخشی از داده‌های تبخیر ثبت شده در گذشته آموزش داده می‌شود و پس از صحت‌سنجی نتایج در نهایت شبکه برای پیش‌بینی مقادیر تبخیر ماهانه از سطح دریاچه مورد استفاده قرار خواهد گرفت.

معیارهای ارزیابی مدل‌ها

برای ارزیابی نتایج نظریه آشوب و شبکه عصبی مصنوعی در پیش‌بینی مقادیر تبخیر، از سه معیار خطا به شرح زیر استفاده می‌گردد:

الف) میانگین خطای مطلق (Mean Absolute Error):

$$MAE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left|e_{oi} - e_{pi}\right| \qquad (۱۵)$$

جذر میانگین مربعات خطا (Root Mean Squared Error):

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(e_{oi} - e_{pi})^2} \qquad (۱۶)$$

ضریب تبیین (Determination Coefficient):

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^{n}(e_{oi} - \bar{e}_o)(e_{pi} - \bar{e}_p)}{\sum_{i=1}^{n}(e_{oi} - \bar{e}_o)^2 \sum_{i=1}^{n}(e_{pi} - \bar{e}_p)^2}\right]^2 \qquad (۱۷)$$

در این روابط n تعداد داده‌ها، e_{Oi} مقدار تبخیر مشاهده شده، e_{Pi} مقدار تبخیر پیش‌بینی شده، $\bar{e}_o$ میانگین تبخیر مشاهداتی و $\bar{e}_p$ میانگین تبخیر پیش‌بینی شده است. ضریب تبیین یک معیار

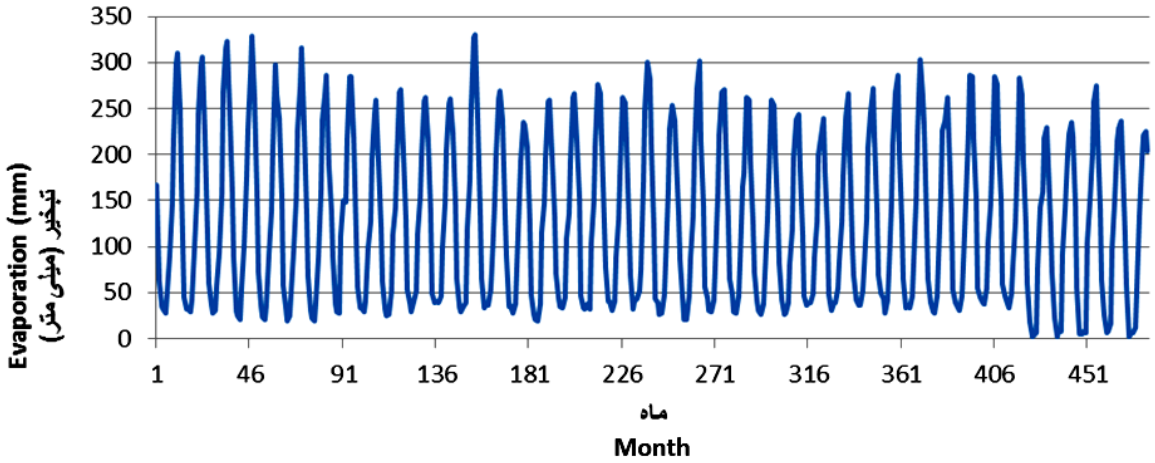
اندازه‌گیری برای نکویی برازش نتایج مدل ارائه شده می‌باشد. حداکثر مقدار این ضریب یک می‌باشد که نشان دهنده تناسب کامل نتایج مدل با داده‌های مشاهداتی است و حداقل مقدار آن نیز برابر با صفر است.

نتایج و بحث

تبخیر از سطح دریاچه، مهم‌ترین عامل خروج آب از دریاچه است که مقادیر ماهانه آن طی دوره شاخص مورد بررسی و برآورد قرار می‌گیرد. سری زمانی مقادیر ماهانه ارتفاع تبخیر از سطح دریاچه ارومیه طی یک دوره ۴۰ ساله در شکل (۴) رسم شده است. در جدول (۱) نیز خصوصیات آماری مقادیر تبخیر مورد استفاده در این تحقیق ارائه گردیده است.

برای استفاده از قضیه ابعاد نشاننده مقدار تاخیر زمانی(T)، برابر با اولین مینیمم تابع اطلاعات متقابل در نظر گرفته می‌شود (شکل ۵). با توجه به شکل (۵) ، زمان تاخیر داده‌ها برابر با ۵ ماه بدست می‌آید. همچنین مقادیر E1(d) محاسبه شده است (شکل ۶). با توجه به شکل (۶)، E1(d) تا مقدار مشخصی بالا رفته و سپس در d=۳ دچار یک پیچ‌خوردگی شده است، بنابراین بعد نشاننده برابر ۳ می‌شود.

برای بررسی آشوبناک بودن این سیستم در ادامه به ترتیب مقادیر نمای لیاپانوف (شکل۷) و بعد همبستگی (شکل ۸) آورده شده است. با توجه به شکل (۷)، بوضوح مشخص است که نمای لیاپانوف مثبت می‌باشد و این امر حاکی از رفتار کاملا آشوبی سیستم و حساسیت آن نسبت به شرایط اولیه می‌باشد.



شکل ٤- سری زمانی تبخیر ماهانه از سطح دریاچه ارومیه طی دوره ٤٠ ساله (١٣٤٦-١٣٨٦) (١٠)

Figure 4- Monthly evaporation series of Urmia lake in the 40 years period (1967-2007) (10)

جدول ١- مشخصات آماری مربوط به تبخیر ماهانه دریاچه ارومیه ١٣٤٦-١٣٨٦

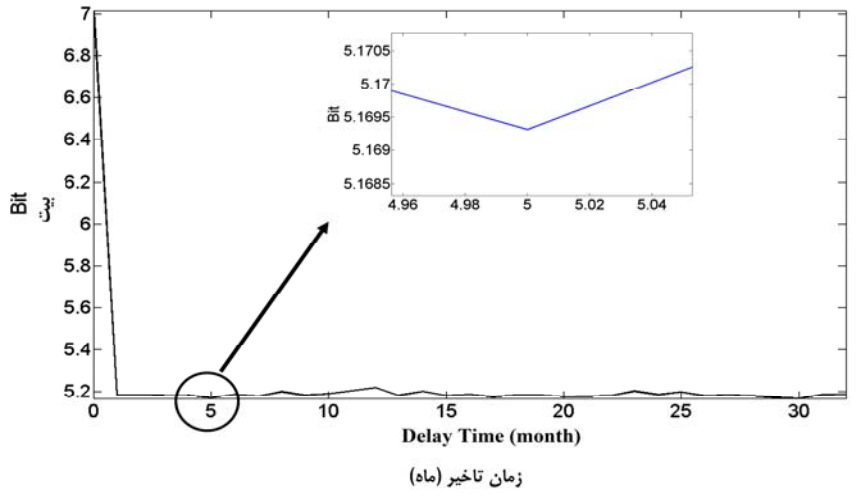
Table 1- Statistical parameters of monthly evaporation of Urmia lake 1967-2007

تعداد داده‌ها Number of Data	میانگین(mm) Average	انحراف معیار(mm) Standard Deviation	مقدار بیشینه(mm) Maximum	مقدار کمینه(mm) Minimum
480	127.27	90.74	329.67	2.58

به منظور تعیین بعد همبستگی نیز، نمودار logC(R) در مقابل تغییرات log(R) در شکل (۸) رسم گردیده است. شیب قسمت خطی این دیاگرام با تقریب خوبی مقدار D_c را بدست می‌دهد. با توجه به شکل (۸) شیب نمودار بعد همبستگی، مقداری غیر صحیح (تقریبا برابر با۲/۵) است که این امر نشانگر رفتار آشوبناک سیستم می‌باشد.

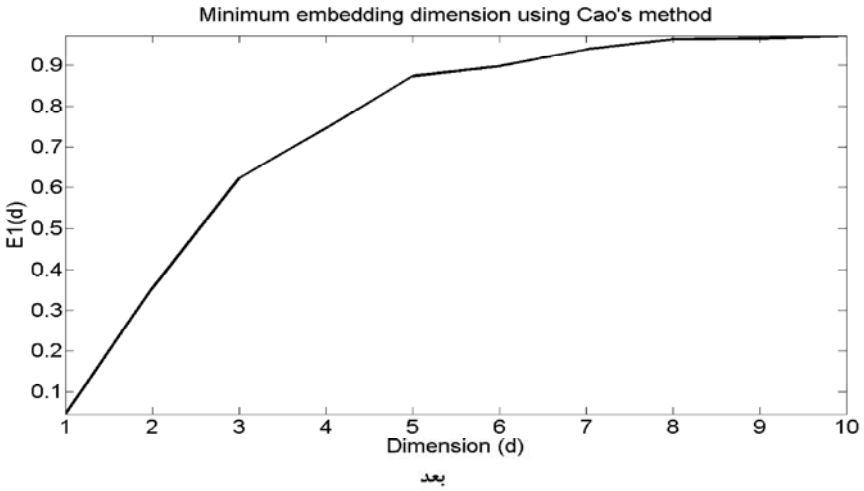
در نهایت بررسی اجمالی شاخص‌های آشوب؛ نمای لیاپانوف مثبت و مقدار غیر صحیح (تقریبا برابر با ۲/۵) شیب نمودار بعد همبستگی، همگی نشانگر رفتار کاملا آشوبناک این سیستم می‌باشد.

بنابراین رفتار سیستم غیرتصادفی است و سیستم قابلیت پیش‌بینی در گذر زمان را دارا می‌باشد. جهت پیش‌بینی تراز تبخیر توسط نظریه آشوب از الگوریتم پیش‌بینی موضعی، استفاده گردیده است. همچنین مقادیر تبخیر با استفاده از مدل شبکه عصبی مصنوعی مورد بررسی و پیش‌بینی قرار گرفته است. سپس به منظور صحت‌سنجی، نتایج حاصل از هر دو مدل با داده‌های مشاهداتی موجود مورد مقایسه قرار گرفته است.



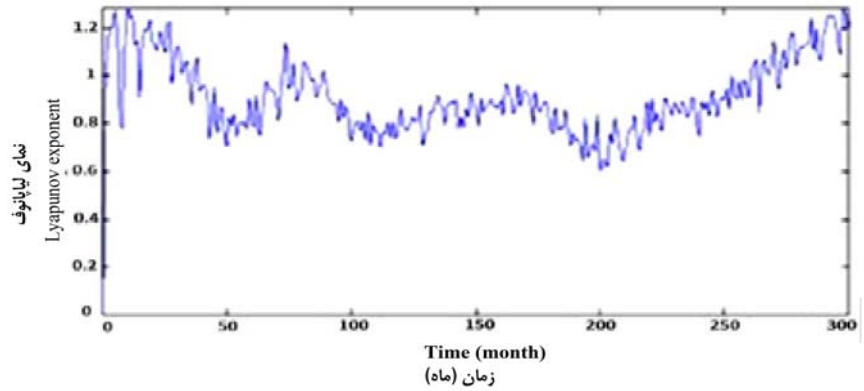
شکل ۵- تعیین زمان تاخیر با استفاده از تابع اطلاعات متقابل

Figure 5- Determin delay time by mutual information function



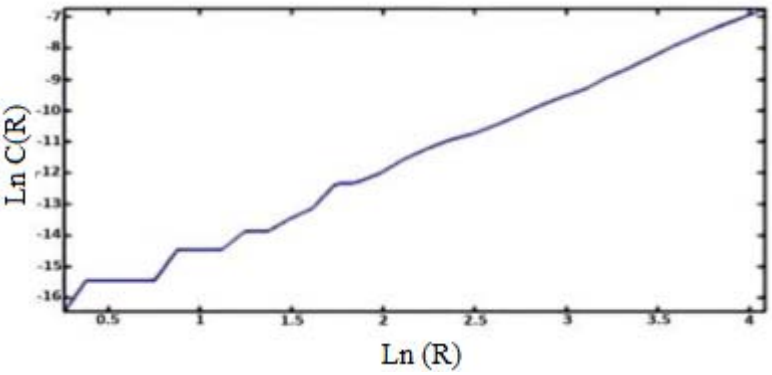
شکل ٦- نمودار E1(d)

Figure 6- E1(d) graph



شکل ۷- نمودار نمای لیاپانوف مثبت

Figure 7- Positive Lyapunov exponent graph



شکل ۸- نمودار بعد همبستگی

Figure 8- Correlation dimension graph

در مدل شبکه عصبی مصنوعی انتخاب تعداد نرون‌های لایه مخفی از اهمیت زیادی برخوردار است. تا به حال تئوری خاصی برای تعیین نمودن تعداد نرون‌های لایه مخفی ارائه نشده است. معماری و هندسه شبکه نیز وابسته به تعداد نرون‌های لایه مخفی است. در این تحقیق از یک مدل شبکه عصبی مصنوعی پرسپترون سه لایه استفاده شده است و تعداد نرون‌های لایه مخفی با استفاده از سعی و خطا تعیین شده است. برای مقایسه بهتر بین مدل شبکه عصبی مصنوعی و نظریه آشوب، تنها از خود داده‌های تبخیر به عنوان ورودی برای شبکه عصبی مصنوعی استفاده شده است. با توجه به نوع داده‌های تبخیر ماهانه و بر اساس ضریب همبستگی بین مقادیر تبخیر با تاخیرهای آن، چهار تاخیر به عنوان ورودی برای مدل شبکه عصبی در نظر گرفته شده است .این چهار تاخیر شامل تبخیر ماه قبل و دو ماه قبل و تبخیر در یازده و دوازده ماه قبل می‌باشد. دلیل انتخاب این چهار متغیر ضریب همبستگی بالای آنها با مقادیر تبخیر ماهانه نسبت به دیگر تاخیرها است. به طوری که مقادیر ضریب همبستگی میان تبخیر ماهانه با تبخیرهای ماه قبل، دو ماه قبل، یازده ماه قبل و دوازده ماه قبل به ترتیب برابر با ۰/۸۴ ، ۰/۴۶ ، ۰/۸۳ و ۰/۹۷ می‌باشد.

در مدل شبکه عصبی مصنوعی از ترکیبات متفاوتی از ورودی‌ها برای پیدا کردن بهترین ترکیب استفاده شده است. هم چنین در هر ترکیب با استفاده از سعی و خطا بهترین تعداد نرون لایه مخفی تعیین شده است (جدول ۲). در تمام موارد تعداد نرون‌های لایه مخفی بر اساس کمترین مقدار خطا تعیین شده است. همانطور که در جدول (۲) مشاهده می‌شود ترکیب هفتم دارای کمترین مقدار خطا و در نتیجه بهترین جواب می‌باشد. همچنین پس از بررسی سری زمانی تبخیر توسط نظریه آشوب مقادیر تبخیر ماهانه در یک بازه ده ساله (۱۳۷۶-۱۳۸۶) نیز با استفاده از این نظریه به منظور مقایسه با نتایج شبکه عصبی مصنوعی مورد پیش‌بینی قرار گرفت. نتایج حاصل از نظریه آشوب و بهترین ترکیب در مدل شبکه عصبی مصنوعی در جدول (۳) و شکل (۹) نشان داده شده‌اند.

جدول ۲- نتایج مدل‌های مختلف شبکه عصبی مصنوعی

Table 2- Results of artificial neural network models

مدل Model	ترکیبات ورودی Input Compinations	تعداد نرون در لایه پنهان Hidden Layer Neurons	RMSE	MAE	R^2
1	e_{t-1}, e_{t-2}	6	21.58	16.55	0.94
2	e_{t-1}, e_{t-11}	7	18.6	14.51	0.95
3	e_{t-1}, e_{t-12}	8	18.51	14.27	0.96
4	$e_{t-1}, e_{t-2}, e_{t-11}$	8	17.73	14.15	0.96
5	$e_{t-1}, e_{t-2}, e_{t-12}$	7	17.47	13.23	0.96
6	$e_{t-1}, e_{t-11}, e_{t-12}$	5	17.24	13.3	0.97
7	$e_{t-1}, e_{t-2}, e_{t-11}, e_{t-12}$	7	14.67	10.96	0.97

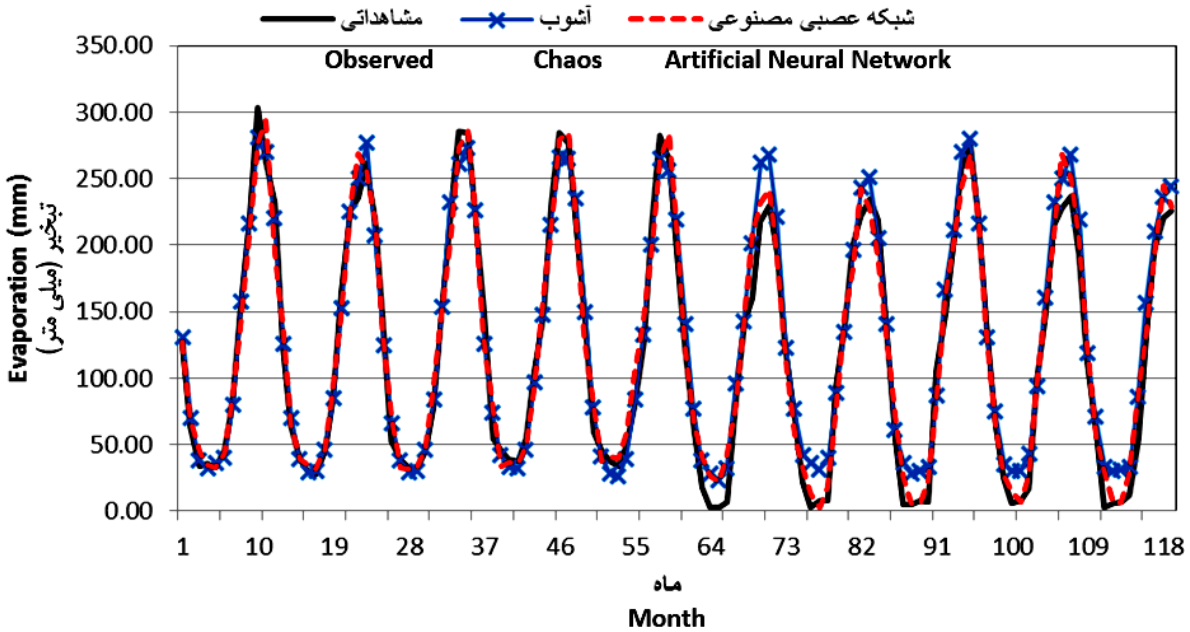
جدول ۳- نتایج نظریه آشوب و بهترین ترکیب شبکه عصبی مصنوعی

Table 3- Results of chaos theory and best combination of artificial neural network

مدل Model	RMSE	MAE	R^2
Artificial Neural Network شبکه عصبی مصنوعی	14.67	10.96	0.97
Chaos Theory نظریه آشوب	16.92	13.47	0.97

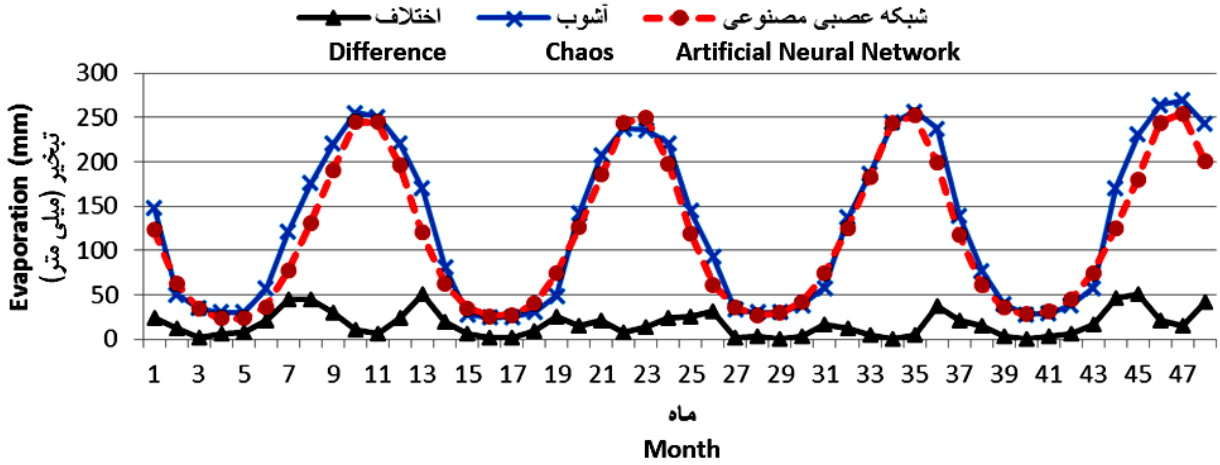
نتایج جدول (۳) و شکل (۹) حاکی از دقت قابل قبول و خوب نظریه آشوب و مدل شبکه عصبی مصنوعی- اندکی دقت بالاتر- در پیش‌بینی میزان تبخیر از سطح آب دریاچه دارد. هر دو مدل دارای ضریب تبیین ۰/۹۷ می‌باشند اما مقادیر میانگین خطای مطلق (MAE) و جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) در نظریه آشوب به ترتیب از مقادیر ۱۳/۴۷ و ۱۶/۹۲ به مقادیر ۱۰/۹۶ و ۱۴/۶۷ در شبکه عصبی مصنوعی کاهش یافته است. همچنین مقدار مجموع ارتفاع کل تبخیر تخمین زده شده توسط شبکه عصبی مصنوعی و نظریه آشوب در طول بازه ده ساله (۱۳۷۶-۱۳۸۶) به ترتیب برابر با ۱۴۸۴۸ و ۱۵۳۹۱ میلی‌متر است در حالیکه که مقدار مشاهداتی آن برابر با ۱۴۲۹۰ میلی‌متر است که نشان دهنده دقت بالاتر شبکه عصبی مصنوعی دارد.

پس از صحت سنجی یک بازه ده ساله (۱۳۷۶-۱۳۸۶)، هر دو مدل برای پیش‌بینی یک بازه چهار ساله (۱۳۸۶-۱۳۹۰) مورد بررسی و مقایسه قرار گرفته‌اند. نتایج پیش‌بینی شده توسط هر دو مدل برای ۴ سال (۱۳۸۶-۱۳۹۰) به صورت ماهانه در شکل (۱۰) نشان داده شده است. همچنین در نمودار شکل (۱۰) مقادیر اختلاف دو مدل ترسیم است. نتایج شکل (۱۰) نشان می‌دهد که رفتار دو مدل در ماکزیمم و مینیمم‌ها تا حدود زیادی شبیه به یکدیگر می‌باشد و اختلاف آنها ناچیز است. اما در دیگر نقاط اختلاف آنها بیشتر می‌شود و مدل شبکه عصبی مصنوعی مقادیر تبخیر را کمتر از مدل آشوب پیش‌بینی کرده است که این روند، در نمودار اختلاف رسم شده در شکل (۱۰) به خوبی نشان داده شده است. حداکثر و حداقل اختلاف پیش‌بینی در دو مدل شبکه عصبی مصنوعی و نظریه آشوب به ترتیب برابر با ۵۰/۵۴ و صفر میلی‌متر است. همچنین مجموع ارتفاع تبخیر پیش‌بینی شده در کل بازه مورد بررسی در نظریه آشوب و شبکه عصبی مصنوعی به ترتیب برابر با ۶۱۲۶ و ۵۵۶۹ میلی‌متر است که تبخیر تجمعی نظریه آشوب ۵۵۷ میلی‌متر بیش از شبکه عصبی مصنوعی می‌باشد.



شکل ۹- مقایسه صحت‌سنجی مدل ها با داده های مشاهداتی تبخیر (۱۳۷۶-۱۳۸۶)

Figure 9- camporison of models Results by observed evaporation data (1997-2007)



شکل ۱۰- پیش‌بینی سری زمانی تبخیر برای ٤ سال (۱۳۸٦-۱۳۹۰)

Figure 10- Periction of evaporation time series for 4 years (2007-2011)

نتیجه‌گیری کلی

در این تحقیق امکان و دقت پیش‌بینی تبخیر ماهانه از سطح دریاچه ارومیه توسط دو مدل نظریه آشوب و شبکه عصبی مصنوعی مورد مطالعه و بررسی قرار گرفته است. به همین منظور از داده‌های یک دوره ۴۰ ساله (۱۳۴۶-۱۳۸۶) تبخیر ماهانه دریاچه ارومیه استفاده شده است. جهت صحت‌سنجی نتایج مدل‌ها از آمار ۱۰ سال پایانی (۱۳۷۶-۱۳۸۶) استفاده شده است. نتایج صحت‌سنجی حاکی از برتری اندک مدل شبکه عصبی مصنوعی نسبت به نظریه آشوب دارد به طوریکه هر دو مدل دارای مقدار ضریب تبیین یکسان (۰/۹۷) هستند اما مقادیر میانگین خطای مطلق (MAE) و جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) در مدل شبکه عصبی مصنوعی به ترتیب بیش از ۱۸ و ۱۳ درصد نسبت به نظریه آشوب بهبود یافته است. همچنین نتایج مربوط به بازه ده ساله صحت سنجی (۱۳۷۶-۱۳۸۶) نشان می‌دهد که خطای مدل شبکه عصبی مصنوعی و نظریه آشوب در تخمین ارتفاع تجمعی تبخیر در انتهای بازه به ترتیب ۳/۹ و ۷/۷ درصد می‌باشد. در ادامه، مقادیر تبخیر از سطح دریاچه با استفاده از دو مدل برای ۴ سال آینده (۱۳۸۶-۱۳۹۰) پیش‌بینی گردیده است که نتایج نشان داد هر دو مدل در پیش‌بینی مقادیر تبخیر در آینده، به خصوص در تخمین مقادیر پیک و مینیمم، رفتاری تقریبا مشابه دارند اما در دیگر مقادیر دارای اندکی اختلاف هستند. همچنین مقادیر تجمعی تبخیر در طول بازه چهارساله نشان داد که نظریه آشوب مقدار تجمعی تبخیر را ۱۰ درصد نسبت به شبکه عصبی مصنوعی بیشتر پیش‌بینی کرده است. در این تحقیق سعی گردید که کارایی دو مدل با ماهیت کاملا متفاوت در تخمین و پیش‌بینی تبخیر مورد توجه و مقایسه قرار گیرد و پیشنهاد می‌گردد نتایج حاضر با نتایج روش‌های دیگر نظیر مدل‌های سری زمانی نیز مقایسه شوند.

منابع

1- Abarbanel H. 1996. Analysis of observed chaotic data. Springer, Verlag, New York.
2- Banks J., Dragan V. and Jones A. 2003. Chaos, a mathematical introduction. Cambridge University Press.
3- Cao L. 1997. Practical method for determining the minimum embedding dimension of scalar time series. Physica D: Nonlinear Phenomena, 110:43-50.
4- Damle C., and Yalcin A. 2007. Flood prediction using time series data mining. Journal of Hydrology, 333:305-316.
5- Doung N.H., Nguyen T.H., Snasel V. 2015. A hybrid approach for predicting river runoff. Intelligent Data analysis and Applications, 370:61-71.
6- Elshorbagy A., Simonovic S.P., and Panu U.S. 2002. Estimation of missing stream flow data using principles of chaos theory. Journal of Hydrology, 255:123–133.
7- Frazier C., and Kockelman K. 2004. Chaos theory and transportation systems: An instructive example. Procof 83th Annual Meeting of the Transportation ResearchBoard, Washington D.C., USA.
8- Ghaheri A., Ghorbani M.A., Del Afrooz H., Malekani L. 2012. Evaluation of stream flow using chaos theory. Iran Water Research Journal, 6(10):177-186. (in Persian with English Abstract)
9- Grassberger P., Procaccia I. 1983. Characterization of strange attractors. Physical Review Letters, 50 (14):346-349.
10- Hassanzadeh, E. 2010. Partitioning impacts of climate and hydraulic structures on water level of Urmia

lake (Master Thesis). University of Tabriz, Iran. (in Persian with English Abstract)
11- Hassanzadeh Y., Aalami M.T., Farzin S., Sheikholeslami S.R., Hassanzadeh E. 2012. Study of chaotic nature of daily water level fluctuations in Urmia lake. Journal of Civil Engineering and Environment, 42(1):9-20. (in Persian with English Abstract)
12- Hassanzadeh Y., Lotfollahi-Yaghin M.A., Shahverdi S., Farzin S., Farzin N. 2013. De-noising and prediction of time series based on the wavelet algorithm and chaos theory (case study: SPI drought monitoring index of Tabriz city). Iran-Water Resources Research, 8(3):1-13. (in Persian with English Abstract)
13- Hilborn R.C. 2000. Chaos and Nonlinear Dynamics. Oxford University Press.
14- Khatibi R., Ghorbani M.A., Aalami M.T., Kocak K., Makarynskyy O., Makarynska D., and Aalinezhad M. 2011. Dynamics of hourly sea level at Hillarys Boat harbour, Western Australia: a chaos theory perspective. Ocean Dynamics, 61:1797–1807.
15- Khatibi R., Naghipour L., Ghorbani M.A., Aalami M.T. 2013. Predictability of relative humidity by two artificial intelligence techniques using noisy data from two Californian gauging stations. Neural Computing and Appliccations, 23(7):2241-2252.
16- Khan S., Ganguly A.R., and Saigal S. 2005. Detection and predictive Modeling of chaos in finite hydrologycal time series. Nonlinear Processes in Geophysics, 12: 41-53.
17-Kim S., Shiri J., Kisi O., Singh V.P. 2013. Estimating daily pan evaporation using different data-driven methods and lag-time pattern. Water Resources Management, 27:2267-2286.
18- Kocak K., Bali A., and Bektasoglu B. 2007. Prediction of monthly flows by using chaotic approach. p. 553-559. International Congress on River Basin Management, 22-24 March, Antalya, Turkey, 4 (117).
19- Ng W., Panu U., Lenoxx W. 2007. Based analytical techniques for daily extreme hydrological observations. International Journal of Hydrology, 342:17-41.
20- Regonda S.K., Sivakumar V., and Jain A. 2004. Temporal scaling in the river flow: Can it be chaotic? Hydrological Sciences Journal, 49(3):373-385.
21- Shang P., Na X., and Kamae S. 2009. Chaotic analysis of time series in the sediment transport phenomenon. Chaos Solitons and Fractals, 41:368–379.
22- Sivakumar B. 2000. Chaos theory in hydrology: important issues and interpretations. Journal of Hydrology, 227: 1-20.
23- Solomatine D.P., Velickov S., and Wust J.C. 2001. Predicting water levels and currents in the north sea using chaos theory and neural networks. p. 1-11. Proceeding of the Congress-International Association for Hydraulic Research, 29th Iahr Congress, Beijing, China.
24- Stehlik J. 1999. Deterministic chaos in runoff series. Journal of Hydrololy and Hydromechanics, 47(4):271–287.
25- Sterman J.D. 2000. Business dynamics. McGraw-Hill, Book Co, Boston.
26-Terzi O. 2013. Daily pan evaporation estimation using gene expression programming and adaptive neural-based fuzzy inference system. Neural Computing and Applications, 23(3):1035-1044.
27- Wu J., Lu J., and Wang J. 2009. Application of chaos and fractal models to water quality time series prediction. Environmental Modeling & Software, 24:632–636.
28- Yu H.H., Jenq N.H. 2002. Handbook of neural network signal processing. CRC Press.
29-Zounemat-Kermani M., Kisi O. 2015. Time series analysis on marine wind-wave characteristics using chaos theory. Ocean Engineering, 100:46-53.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 61-74

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین –اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۷۴-۶۱

Application of Chaos Theory and Artificial Neural Networks to Evaluate Evaporation from Lake's Water Surface

S. Farzin[1]* - R. Hajiabadi[2] - M.H. Ahmadi[3]

Received: 21-10-2015
Accepted: 28-02-2016

Introduction: Dynamic nature of hydrological phenomena and the limited availability of appropriate mathematical tools caused the most previous studies in this field led to the random and the probabilistic approach. So selection the best model for evaluation of these phenomena is essential and complex. Nowadays different models are used for evaluation and prediction of hydrological phenomena. Damle and Yalcin (2007) estimated river runoff by chaos theory. khatibi et al (2012) used artificial neural network and gene expression programming to predict relative humidity. Zounemat and Kisi (2015) evaluated chaotic behavior of marine wind-wave system of Caspian sea. One of the important hydrological phenomena is evaporation, especially in lakes. The investigation of deterministic and stochastic behavior of water evaporation values in the lakes in order to select the best simulation approach and capable of prediction is an important and controversial issue that has been studied in this research.

Materials and Methods: In the present paper, monthly values of evaporation are evaluated by two different models. Chaos theory and artificial neural network are used for the analysis of stochastic behavior and capability of prediction of water evaporation values in the Urmia Lake in northwestern of Iran. In recent years, Urmia Lake has unpleasant changes and drop in water level due to inappropriate management and climate change. One of the important factors related to climate change, is evaporation. Urmia Lake is a salt lake, and because of existence valuable ecology, environmental issues and maintenance of ecosystems of this lake are very important. So evaporation can have an essential role in the salinity, environmental and the hydrological cycle of the lake.

In this regard, according to the ability of chaos theory and artificial neural network to analysis nonlinear dynamic systems; monthly values of evaporation, during a 40-year period, are investigated and then predicted. So that, 10 years of data are applied to model validation and a four-year time horizon is predicted by each model. In the present paper, a multi-layer perceptron network with a hidden layer are used. Number of neurons in the hidden layer is determined by try and error. Also different input combinations are used to find out the best artificial neural network model. Prediction accuracy of models is evaluated by three indexes. These three indexes are mean absolute error (MAE), root mean squared error (RMSE) and determination coefficient (R^2).

Results and Discussion: Results of chaotic parameters such as a positive lyapunov exponent and the correlation dimension non-integer slope indicate that evaporation values in the Urmia Lake have chaotic behavior. So these values have not stochastic behavior and can be predicted by suitable models. Chaos theory and artificial neural network are used for prediction in this paper. Values of MAE, RMSE and R2 for validation data are 10.96, 14.67 and 0.97 for artificial neural network and 13.47, 16.92 and 0.97 for chaos theory, respectively. The determination coefficient is the same in the two models while the values of MAE and RMSE is lower in the artificial neural network. So error indexes indicate that the artificial neural network is slightly better than the chaos theory. In order to prediction by artificial neural network, The best input combination includes four time delays that they are values of a month ago, two months ago, eleven and twelve months ago. Because in the chaos theory only the evaporation time series is applied, in order to better comparison of artificial neural network and chaos theory, in the artificial neural network model only the evaporation time series is used. Results of the four-year time horizon indicate somewhat similar behavior of two models especially in the minimum and maximum values of time series. In the maximum and minimum value chaos theory and artificial neural network predict similar values while in the other values there are some difference and the artificial neural network model predicted values less than chaos theory.

Conclusions: The results obtained from the chaotic nature determination parameters of the evaporation data,

1- Assistant Professor, Department of Water Engineering and Hydraulic Structures, Faculty of Civil Engineering, Semnan University, Semnan, Iran
(*-Corresponding Author Email: saeed.farzin@semnan.ac.ir)
2- PhD Student, Department of Water Resources, Faculty of Civil Engineering, Iran University of Science and Technology, Tehran, Iran
3- PhD Student, Department of Hydraulics, Faculty of Civil Engineering, University of Tabriz, Tabriz, Iran

positive lyapunov exponent and the correlation dimension non-integer slope; indicate the chaotic behavior of study time series. Therefore, the system has a hidden pattern (i.e., the system isn't Stochastic). The verification results indicate the high accuracy of chaos theory and neural network models - a little more accurate - and it was found that both models have similar accuracy in prediction of the future evaporation values or data that haven't been recorded in the past.

Keywords: Hydrological phenomena, Lyapunov exponent, Prediction, Urmia lake

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 75-85

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۸۵-۷۵

تأثیر پوشش سنگریزه سطحی بر ویژگی‌های هیدرولیکی جریان‌های سطحی و آستانه تشکیل شیار با شبیه‌سازی رواناب در شرایط صحرائی

سارا کلبعلی[۱] – شجاع قربانی دشتکی[۲*] – مهدی نادری[۳] – سلمان میرزائی[٤]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۹/۲۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۷/۰۴

چکیده

پوشش سنگریزه سطحی به‌طور مستقیم فرایندهای فرسایش خاک را به ویژه در مناطق کم‌آب و خشک که امکان استقرار پوشش گیاهی کم است، تحت تاثیر قرار می‌دهد. هدف از این پژوهش، بررسی اثر پوشش‌های مختلف سنگریزه سطحی بر ویژگی‌های هیدرولیکی جریان‌های سطحی و ویژگی‌های هندسی تشکیل شیار بود. به این منظور، ۳۶ کرت با طول و عرض به‌ترتیب ۲۰ و ۰/۵ متر در مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد با شیب ۳ درصد احداث شد. سپس برای شروع آزمایش، پوشش سنگ‌ریزه‌ای به صورت تصادفی در سطح کرت‌ها پخش شد. در هر آزمایش پس از تنظیم جریان سطحی، رواناب سطحی از ابتدای کرت به سطح خاک وارد و آزمایش به مدت ۶۰ دقیقه پس از شروع رواناب ادامه یافت. تیمارها شامل چهار تراکم پوشش سنگ‌ریزه (صفر، ۱۰، ۲۰ و ۳۰ درصد) و سه شدت جریان سطحی (۲/۵، ۵ و ۷/۵ لیتر در دقیقه) در سه تکرار بودند، که تحت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی مورد بررسی قرار گرفتند. نتایج نشان داد که ویژگی‌های هیدرولیکی جریان شامل عمق جریان، ضریب زبری مانینگ و تنش‌برشی جریان با افزایش پوشش سنگ‌ریزه‌ای سطحی در جریان‌های سطحی متفاوت به صورت خطی و به طور معنی‌داری افزایش و سرعت جریان سطحی به‌صورت نمائی و به طور معنی‌دار کاهش یافت. مقایسه آماری اثر پوشش‌های مختلف سنگ‌ریزه بر ویژگی‌های هندسی شیار تشکیل شده در پوشش‌های مختلف سنگ‌ریزه سطحی نشان داد که تیمارهای فوق به طور معنی‌داری موجب کاهش زمان، تعداد و عمق شیارهای تشکیل شده شد.

واژه‌های کلیدی: پوشش سطحی، فرسایش و حفاظت خاک، ویژگی‌های هندسی شیار

مقدمه

خاک‌های دارای پوشش سنگ‌ریزه سطحی در دنیا گستره وسیعی دارد به عنوان مثال در بعضی از نواحی مدیترانه پوشش سنگ‌ریزه‌ای اغلب بیش از ۶۰ درصد است (۱۶). خاک‌های حاوی سنگ و سنگ‌ریزه می‌تواند تاثیرات متنوع و مستمری بر ویژگی فیزیکی خاک، ویژگی‌های هیدرولوژیکی رواناب و میزان فرسایش داشته باشند. مطالعات متعدد سنگ‌ریزه سطحی را به عنوان یک عامل مهم در ایجاد زبری سطح خاک و متعاقب آن موثر در ویژگی‌های هیدرولوژیکی و فرسایش نشان داده‌اند (۲۵ و ۱۲). در این راستا، بررسی اثر پوشش سنگ‌ریزه سطحی بر ویژگی‌های هیدرولیکی و فرسایش خاک در کشورهای کم باران و یا دارای باران‌های دوره‌ای فرسایش‌زا مشابه ایران حائز اهمیت است.

پوزن و لوی (۱۵) و آبراهامز و همکاران (۱) بیان کردند که پوشش سنگ‌ریزه با جلوگیری از برخورد قطرات باران با خاک‌دانه ها، کاهش تخریب فیزیکی خاک‌دانه‌ها و کند کردن سرعت جریان سطحی بر فرسایش خاک مؤثر می‌باشد. پوشش سنگ‌ریزه سطحی با جلوگیری از برخورد قطرات باران به سطح خاک سبب کاهش تشکیل سله و افزایش نفوذ آب به خاک می‌شود (۴، ۱۱ و ۱۲). پوشش سنگ‌ریزه سطحی بر هیدرولیک جریان‌های سطحی موثر بوده و با استقرار آن در سطح خاک خصوصیات هیدرولیکی جریان تغییر می‌کنند (۲ و ۱۵). محققین در زمینه هیدرولیک جریان سطحی اقدام به استفاده از معیارهای مختلف اعم از ۱) فاصله بحرانی کمربند بدون فرسایش هورتون (۲۲)، ۲) شیب بحرانی و عدد فرود بحرانی (۲۰)، ۳) سرعت برشی بحرانی (۶)، ۴) تنش برشی بحرانی (۱۷)، قدرت جریان بحرانی (۲۷) نموده‌اند. در بین عوامل مختلف هیدرولیک جریان‌های سطحی، تنش برشی جریان بیش‌تر مورد استفاده قرار گرفته است. پروسر و همکاران (۱۷) تنش برشی را برای بررسی کنش سطحی به

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، استاد، دانشیار و دانشجوی دکتری گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
(*- نویسنده مسئول: Email: shoja2002@yahoo.com)
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.51812

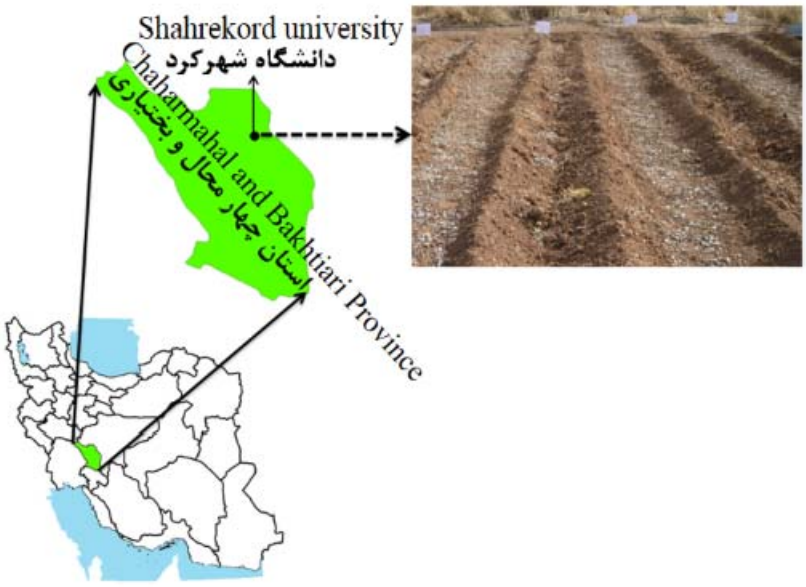
کار گرفتند. زانگ و همکاران (۲۸) جدا شدن ذرات خاک توسط جریان کم عمق سطحی را با استفاده از تنش برشی بررسی کردند. یائو (۲۶) گزارش کرد که تنش برشی مهمترین شاخص هیدرولیکی موثر در شکل‌گیری انواع فرسایش آبی در خاک‌ها می‌باشد.

ایده تشکیل شیار اولین بار توسط هورتون در سال ۱۹۴۵ ارائه شد (۲۶). توری و همکاران (۲۴) تشکیل شیار را به صورت شیار با طول حداقل ۵ متر، عمق ۰/۵ متر، و عرض ۲ الی ۳ سانتی‌متر تعریف کردند. با تداوم مطالعات، مشخص شد که آستانه تشکیل شیار وابسته به الگوهای جریان و مورفولوژی سطح خاک است و الگوی تشکیل شیار و مورفولوژی سطح مستقل از هم نیستند (۱۴). یائو و همکاران (۲۶) نشان دادند که با افزایش شیب و شدت بارندگی فاصله تشکیل شیار کاهش می‌یابد و تاثیر شیب بیش‌تر از شدت بارندگی می‌باشد.

رییک‌زپ و همکاران (۱۸) گزارش کردند که فرم شیار تشکیل شده در خاک‌هایی با پوشش سنگ‌ریزه سطحی به علت افزایش زبری هیدرولیکی، نسبت به خاک بدون پوشش کم عمق و عریض‌تر می‌باشد و پیشروی رأس شیار با افزایش پوشش سنگ‌ریزه‌ای کاهش یافت. میرزائی و همکاران (۱۳) نیز طی تحقیقی در شرایط آزمایشگاهی با استفاده از یک فلوم شش در نیم متر نشان دادند که پوشش سنگ‌ریزه سطحی با افزایش زبری سطح خاک موجب شد زمان و مکان تشکیل شیار با افزایش پوشش سنگ‌ریزه سطحی خاک افزایش یابد. اکثر این مطالعات روی خاک بدون پوشش و پس از تشکیل شیار انجام شده و در ارتباط با اثر پوشش سطحی در آستانه تشکیل شیار مطالعه کم‌تری صورت گرفته است. افزون بر این، استفاده از پوشش سنگ‌ریزه سطحی برای حفاظت از سطح خاک در کشورهای کم باران، در اقلیم‌های خشک و نیمه خشک (۱۰) و جلوگیری از فرسایش بادی و طوفان‌های گرد و غبار در مناطق خشک (۵) می‌تواند بسیار مفید باشد. هدف از این مطالعه بررسی تاثیر پوشش سنگ‌ریزه سطحی بر فاصله و زمان تشکیل شیار، خصوصیات هیدرولیکی جریان‌های سطحی و درک روابط بین دبی جریان‌های سطحی و پوشش سنگ‌ریزه‌ای می‌باشد.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد با طول جغرافیایی ″۲۳ ′۴۹ °۵۰ و عرض جغرافیایی ″۱۸ ′ ۲۱ °۳۲ در شهرستان شهرکرد، استان چهارمحال و بختیاری انجام شد (شکل ۱). میانگین بارندگی سالانه در شهرکرد ۳۲۱ میلی‌متر و میانگین دما ۱۱/۵ درجه سانتی‌گراد است. برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مرتبط به تحقیق نظیر بافت به روش هیدرومتری (۷)، چگالی ظاهری خاک بوسیله استوانه ی فلزی (۳)، واکنش خاک (pH) در سوسپانسیون ۱:۵ خاک و محلول ۰/۰۱مولار کلرید کلسیم به وسیله pH متر، شوری خاک به‌وسیله‌ی EC متر و کربن آلی به روش والکلی و بلک (۲۳)، اندازه‌گیری شد.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه و یک نمونه کرت آزمایشی
Fig. 1- Location of study area and a sample of experimetal plot

برای بررسی اثر پوشش سنگ‌ریزه سطحی بر ویژگی‌های هیدرولیکی وآستانه تشکیل شیار ۳۶ کرت در شیب ثابت ۳ درصد احداث شد. از آن‌جایی که مناسب‌ترین طول کرت ۲۰ متر می‌باشد (۱۹) طول هر کرت ۲۰ متر و برای سرعت بخشیدن به انجام آزمایشات و دقت در اندازه‌گیری پارامترهای هیدرولیکی جریان از جمله سرعت رواناب و عوارض سطحی، عرض کرت‌ها نیم متر در نظر گرفته شد. سپس برای شروع آزمایش، پوشش سنگ ریزه‌ای بصورت تصادفی در سطح کرت‌ها پخش شد (شکل ۱). در ابتدا و انتهای کرت‌ها به ترتیب تاسیسات تولید و جمع‌آوری رواناب نصب شد. سپس خاک به مدت لازم (آستانه تشکیل رواناب) با استفاده از باران‌سازهای آبیاری بارانی اشباع شد. بعد از اشباع شدن خاک، جریان‌های سطحی با مقادیر مختلف وارد کرت‌ها شد و روابط بین جریان‌های سطحی و پوشش‌های سنگ‌ریزه‌ای بررسی شد.

در پژوهش حاضر، آزمایش‌ها در چهار سطح مختلف پوشش سنگ‌ریزه‌ای، شامل خاک بدون پوشش (به عنوان شاهد)، ۱۰ درصد، ۲۰ درصد، ۳۰ درصد پوشش سنگ‌ریزه و رواناب در سه تراکم ۲/۵، ۵ و ۷/۵ لیتر در دقیقه با سه تکرار تحت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی (RCBD) مورد آزمون قرار گرفت. قطر سنگریزه‌ها به طور متوسط ۷ سانتی‌متر بود. در هر آزمایش پس از تنظیم جریان سطحی، رواناب سطحی از ابتدای کرت به سطح خاک وارد و آزمایش به مدت ۶۰ دقیقه پس از شروع رواناب ادامه یافت (شکل ۲). در روش اندازه‌گیری سرعت جریان، زمان لازم برای پیمایش طول مسیر توسط جریان یاداشت شد. اندازه‌گیری سرعت جریان از فاصله ۴۰-۳۰ سانتی‌متری ابتدای کرت آغاز و بعد از طی طول شیار خاتمه می‌یافت. همچنین، ثبت زمان نهایی برای نقطه پایان مقطع موقعی صورت گرفت که ۸۰ تا ۹۰ درصد عرض جریان حاوی ماده رنگی در انتهای کرت باشد (شکل ۲) (۸). ماده رنگی پرمنگنات پتاسیم بود. در نهایت سرعت متوسط در مجاورت بستر خاک (متر در ثانیه)، از ضرب ضریب ۰/۶۷ در سرعت متوسط جریان سطحی به دست آمد. در طول آزمایش، پس از شروع رواناب در فواصل زمانی ۱، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۳۰، ۴۰، ۵۰ و ۶۰ دقیقه عمق رواناب و ویژگی‌های هندسی شیارهای تشکیل شده با یک خط کش اندازه‌گیری شد.

ویژگی‌های هیدرولیکی جریان‌های سطحی براساس اطلاعات اولیه اندازه‌گیری شده محاسبه شدند. روش محاسبه و معادلات مورد استفاده به شرح جدول (۱) است.

شکل ۲- الف) یک کرت آزمایشی ب) اندازه‌گیری سرعت جریان

Fig. 2- a) An experimetal plot and b) Measuring flow velocity

پیش از انجام تجزیه و تحلیل، نرمال بودن توزیع داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف بررسی و در صورت لزوم از تبدیل مناسب برای نرمال نمودن آنها استفاده شد. تحلیل داده‌های مربوط به ویژگی‌های هیدرولیکی جریان و آستانه تشکیل شیار با استفاده از روش استاندارد تحلیل واریانس صورت گرفته و مقایسه میانگین داده‌های هیدرولیکی جریان و آستانه تشکیل شیار با استفاده از آزمون دانکن انجام شد. از روابط رگرسیونی نیز به منظور بررسی رابطه بین پوشش سنگ‌ریزه‌ای و خصوصیات هیدرولیکی جریان و

آستانه تشکیل شیار استفاده شد. برای انجام تجزیه و تحلیل‌های آماری از نرم‌افزار Statistica 8 استفاده شد.

جدول ۱- توصیف ویژگی‌های هیدرولیکی جریان‌های سطحی

Table 1- Descriptive of hydroulic parameters of surface flows

شاخص هیدرولیکی جریان *Flow hydroulic index	معادله Equation
سرعت متوسط جریان Mean flow velocity	$V_m = XT^{-1}$
سرعت در مجاورت بستر خاک Flow velocity near bed surface	$V = aV_m$
ضریب زبری مانینگ Manning's n	$n = V^{-1}D^{0.667}S^{0.5}$
متوسط تنش برشی جریان Mean shear stress	$\tau = \rho gDS$
عمق جریان Flow depth	$D = qV^{-1}$

* V_m سرعت متوسط جریان (متر در ثانیه)، x مسافت (متر)، T زمان (ثانیه) مسافت طی شده به‌وسیله آب، V سرعت در مجاورت بستر خاک (متر در ثانیه)، a ضریبی برابر با ۰/۶۷، g شتاب ثقل (متر در مجذور ثانیه)، D عمق متوسط جریان (سانتی‌متر)، n ضریب زبری مانینگ، S شیب سطح آب (متر در متر)، τ تنش برشی جریان (پاسکال)، ρ چگالی سیال (کیلوگرم بر مترمکعب) و q دبی در واحد عرض (متر مربع بر ثانیه) می‌باشد.

*V_m is mean flow velocity (m s^{-1}), T is time (s) distance traveled, V is velocity in soil surface (m s^{-1}), a is o.67, g is acceleration of gravity (m s^{-2}), D is mean flow depth (cm), n is maning coefficient, S slope of water surface (m m^{-1}), τ is shear stress (Pa), ρ is fluid density (kg m^{-3}) and q is discharge in with unit (m^2 s).

نتایج و بحث

برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه در جدول (۲) ارائه شده است. کلاس بافتی خاک مورد مطالعه رسی و چگالی ظاهری آن ۱/۳۸ گرم بر سانتی‌مترمکعب می‌باشد.

جدول ۲- برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مطالعه شده

Table 2- Some physical and chemical properties of studied soil

رس	سیلت	شن	کلاس بافت	pH	OM	EC	چگالی ظاهری
	(٪)				(%)	(dSm^{-1})	($g\ cm^{-3}$)
Clay	Silt	Sand	Texture class				Bulk density ($g\ cm^{-3}$)
	(%)						
56	31	13	رسی clay	7.5	0.28	0.47	1.38

نتایج حاصل از تجزیه واریانس (جدول ۳)، نشان داد که پوشش‌های مختلف سنگ‌ریزه سطحی بر ویژگی‌های هیدرولیکی عمق جریان، سرعت جریان، ضریب زبری مانینگ و تنش‌برشی جریان در سطح احتمال ۰/۰۰۱ اثر معنی‌داری داشت. بین تیمارهای جریان سطحی به غیر از ضریب زبری مانینگ در بقیه ویژگی‌های هیدرولیکی اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۰/۰۰۱ مشاهده شد (جدول ۳). هم‌چنین، اثر متقابل پوشش سنگ‌ریزه سطحی در ویژگی‌های جریان‌های سطحی به جز سرعت جریان برای بقیه ویژگی‌های هیدرولیکی معنی‌دار نشد. معنی‌دار بودن درصدهای مختلف پوشش سنگ‌ریزه سطحی و سرعت جریان نشان دهنده این است که سرعت جریان در پوشش‌های مختلف سنگ‌ریزه سطحی و در جریان‌های سطحی مطالعه شده با هم متفاوت بوده است.

مقایسه میانگین بین پوشش‌های سنگ‌ریزه در جریان‌های سطحی مختلف برای ویژگی‌های هیدرولیکی در جدول (۴) نشان داده شده است. پوشش سنگ‌ریزه ۱۰ درصد در مقایسه با تیمار شاهد اثر معنی‌داری بر عمق جریان نداشت، اما پوشش سنگ‌ریزه‌ای ۲۰ و ۳۰ درصد اثر معنی‌داری بر افزایش عمق جریان داشت. با افزایش پوشش سنگ‌ریزه سرعت جریان سطحی کاهش یافت و کم‌ترین سرعت جریان مربوط پوشش سنگ‌ریزه ۳۰ درصد بود (جدول ۴).

جدول ۳- تجزیه واریانس ویژگی‌های هیدرولیکی در پوشش‌های متفاوت سنگ‌ریزه و جریان‌های سطحی

Table 3- Variance analysis of hydroulic properties in different rock fragment covers and surface flows

منابع تغییر Source of variation	درجه آزادی Degree freedom	میانگین مربعات Mean square			
		عمق جریان (cm) Flow depth	سرعت جریان ($cm\ s^{-1}$) flow velocity	ضریب زبری مانینگ Manning's n	تنش‌برشی جریان (Pa) Flow shear stress
پوشش سنگ‌ریزه Rock fragment cover	3	1.623^{***}	2.290^{***}	1.904^{***}	0.119^{***}
جریان سطحی Surface flow	2	1.768^{***}	0.464^{***}	0.428^{ns}	0.169^{***}
پوشش سنگ‌ریزه × جریان سطحی Rock fragment cover× Surface flow	6	0.077^{ns}	0.227^{**}	0.208^{ns}	0.006^{ns}
خطا Error	24	0.065	0.042	0.219	0.005

***، **، *، ns به ترتیب معنی‌دار در سطح ۰/۰۰۱، ۰/۰۱، ۰/۰۵ و غیر معنی‌دار

بین پوشش‌های سنگ‌ریزه سطحی، جریاهای سطحی و اثر متقابل آنها از لحاظ سرعت جریان اختلاف معنی‌داری در سطح ۰/۰۰۱ و ۰/۰۱ وجود داشت (جدول ۳). اثر متقابل بین پوشش‌های سنگ‌ریزه و جریان‌های سطحی بر سرعت جریان در شکل (۳) ارائه شده است. بیش‌ترین سرعت جریان (۱/۲۶ سانتی‌متر در ثانیه) مربوط به تیمار جریان سطحی ۷/۵ لیتر در دقیقه و پوشش سنگ‌ریزه صفر درصد و کم‌ترین سرعت جریان (۰/۱۱۶ سانتی‌متر در ثانیه) مربوط به تیمار جریان سطحی ۲/۵ لیتر در دقیقه و پوشش سنگ‌ریزه ۲۰ درصد بود. تغییرات سرعت جریان بین جریان‌های سطحی مختلف در پوشش سنگ‌ریزه صفر درصد اختلاف معنی‌داری نداشت (شکل ۳). اختلاف سرعت جریان در جریان سطحی ۲/۵ لیتر در دقیقه با ۵ و ۷/۵ لیتر در دقیقه با پوشش سنگ‌ریزه ۱۰ درصد و جریان‌های سطحی ۲/۵ و ۵ لیتر در دقیقه با ۷/۵ لیتر در دقیقه با پوشش سنگ‌ریزه ۲۰ درصد معنی‌دار شد ولی در پوشش سنگ‌ریزه ۳۰ درصد بین جریان‌های سطحی مختلف اختلاف معنی‌دار نبود (شکل ۳). با این وجود، مناسب‌ترین پوشش سنگ‌ریزه برای کاهش سرعت جریا-های سطحی ۲/۵ و ۵ لیتر در دقیقه ۲۰ درصد و برای جریان سطحی ۷/۵ لیتر در دقیقه ۳۰ درصد بود.

میزان ضریب زبری مانینگ با افزایش پوشش سنگ‌ریزه سطحی افزایش یافت به طوری که بیش‌ترین ضریب زبری مانینگ (۱/۱۰۱) برای پوشش سنگ‌ریزه ۳۰ درصد و کم‌ترین آن (۰/۰۷۷) برای پوشش سنگ‌ریزه صفر درصد حاصل شد. اختلاف معنی‌داری بین پوشش سنگ‌ریزه صفر با ۱۰ درصد و ۲۰ با ۳۰ درصد از لحاظ ضریب زبری مانینگ مشاهده نشد، اما بین پوشش سنگ‌ریزه ۱۰ و ۲۰ درصد اختلاف معنی‌داری از لحاظ ضریب زبری مانینگ وجود داشت (جدول ۴).

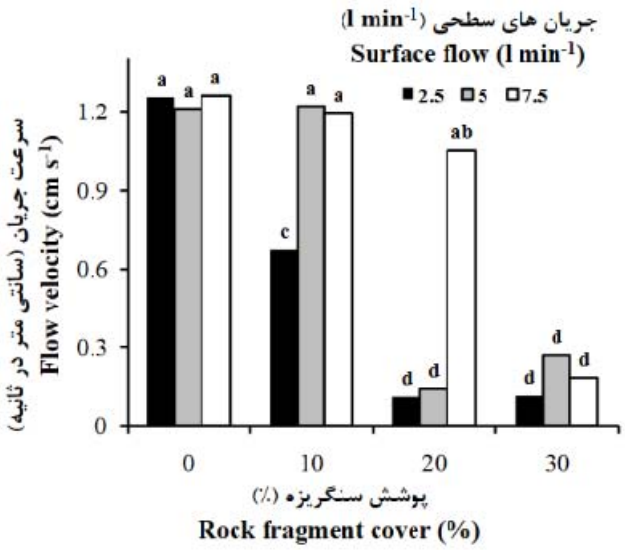
جدول ٤- مقایسه میانگین ویژگی‌های هیدرولیکی جریان در تیمارهای پوشش سنگ‌ریزه

Table 4- Mean comparision of flow hydroulic properties in rock fragment cover treatment

پوشش سنگ‌ریزه Rock fragment cover	ویژگی‌های هیدرولیکی Hydroulic properties			
	عمق جریان (cm) Flow depth	سرعت جریان ($cm\ s^{-1}$) Flow velocity	ضریب زبری مانینگ Manning's n	تنش‌برشی جریان (Pa) Flow shear stress
0	0.738^{c}	1.255^{a}	0.077^{b}	0.226^{c}
10	0.964^{c}	1.029^{b}	0.283^{b}	0.274^{c}
20	1.300^{b}	0.437^{c}	0.740^{a}	0.394^{b}
30	1.713^{a}	0.171^{d}	1.101^{a}	0.479^{a}

*مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن در سطح ۰/۰۵ انجام گرفت

* comparision of means were done usind Duncan test in 0.05 level



شکل ۳- اثر متقابل پوشش‌های سنگ‌ریزه و جریان‌های سطحی متفاوت بر سرعت جریان

Fig. 3- Interaction of different rock fragment cover and surface flow on flow velocity

دلیل عدم اختلاف معنی‌داری بین پوشش سنگ‌ریزه صفر با ۱۰ درصد و ۲۰ با ۳۰ درصد از لحاظ ضریب زبری مانینگ را می توان اینگونه بیان کرد که با افزایش پوشش سنگ‌ریزه‌ای سرعت کاهش و عمق جریان افزایش یافته که به نوعی اثر همدیگر خنثی کرده‌اند. براساس نتایج جدول (۴) پوشش سنگ‌ریزه ۲۰ و ۳۰ درصد اثر معنی‌داری بر تنش‌برشی جریان داشت به طوری که با افزایش پوشش سنگ‌ریزه به دلیل افزایش عمق آب تنش‌برشی جریان افزایش یافت.

بررسی رابطه بین پوشش سنگ‌ریزه با مقادیر ویژگی‌های هیدرولیکی نشان داد که از بین روابط رگرسیونی، روابط خطی به‌خوبی مقدار عمق جریان، ضریب زبری مانینگ و تنش‌برشی جریان و روابط توانی تغییرات مقدار سرعت جریان را در مقابل تغییرات پوشش سنگ‌ریزه پیش‌بینی می‌کند. بنابراین، می‌توان از معادلات زیر به منظور پیش‌بینی تغییرات ویژگی‌های هیدرولیکی جریان در مقابل تغییرات پوشش سنگ‌ریزه، برای هر جریان سطحی استفاده کرد:

$$D, n, \tau = a + b\,(Rc) \quad (۱)$$

$$V = ae^{b\,(Rc)} \quad (۲)$$

که در آن: Rc پوشش سنگ‌ریزه‌ای سطحی (درصد)، D، n، τ و V به ترتیب عمق جریان (سانتی‌متر)، ضریب زبری مانینگ، تنش‌برشی جریان (پاسگال) و سرعت جریان (سانتی‌متر در ثانیه)، و a و b ضرایب ثابت معادله می‌باشند. مقادیر ضرایب مدل‌های فوق در جدول (۵ و۶) برای جریان‌های سطحی مختلف ارائه شده است. ضرایب معادله رگرسیونی نشان داد که در تمامی جریان‌های سطحی، شیب خط (b) برای سرعت جریان منفی و به‌صورت نمائی (شکل ۴) است که این امر موید کاهش مقدار سرعت جریان با افزایش پوشش سنگ‌ریزه‌ای است. در این زمینه نتایج پوزن و همکاران (۱۶) و تیلانق و همکاران (۲۱) نیز نشان داد که با افزایش پوشش سنگ‌ریزه سطحی سرعت جریان کاهش یافت.

همان‌طور که شکل (۴) نشان می‌دهد، با افزایش پوشش سنگ‌ریزه سطحی مقادیر ضریب زبری مانینگ و تنش‌برشی جریان به‌صورت خطی افزایش یافت. رییک‌زپ و همکاران (۱۸) بیان کردند که پوشش سنگ‌ریزه سطحی زبری و اصطکاک سطح خاک را افزایش و سرعت جریان سطحی را کاهش می‌دهد. پوزن و همکاران (۱۶) و تیلانق و همکاران (۲۱) نیز به ترتیب در مطالعات آزمایشگاهی و صحرائی گزارش کردند که پوشش سنگ‌ریزه سطحی به دلیل کاهش دادن سرعت جریان و افزایش عمق آب، زبری سطح خاک و تنش برشی جریان را افزایش می‌دهد.

جدول ۵- ضرایب رابطه عمق و سرعت جریان با پوشش‌های سنگ‌ریزه در جریان‌های سطحی

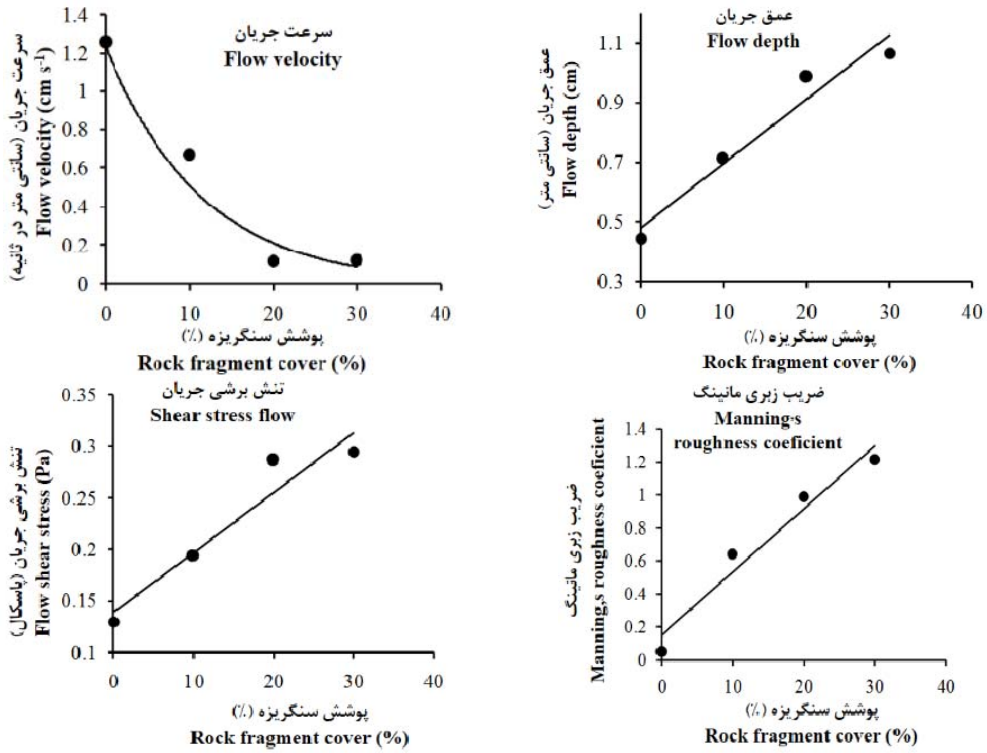
Table 5- Coefficients of relationship flow depth and velocity with rock fragment cover in surface flows

جریان‌های سطحی Surface flows ($L\ min^{-1}$)	عمق جریان Flow depth				سرعت جریان Flow velocity			
	a_R	b_R	RMSE	R^2	a_S	b_S	RMSE	R^2
2.5	0.477	0.022	0.075	0.931	1.279	-0.082	0.123	0.948
5.0	0.634	0.036	0.153	0.897	1.335	-0.051	0.352	0.654
7.5	0.872	0.044	0.070	0.985	1.395	-0.031	0.367	0.465

جدول ٦- ضرایب رابطه ضریب زبری مانینگ و تنش‌برشی جریان با پوشش‌های سنگ‌ریزه

Table 6- Coeficients Manning's n and Flow shear stress with rodk fragment cover

جریان‌های سطحی Surface flows ($L\ min^{-1}$)	ضریب زبری مانینگ Manning's n				تنش‌برشی جریان Flow shear stress			
	a_R	b_R	RMSE	R^2	a_S	b_S	RMSE	R^2
2.5	0.149	0.038	0.139	0.935	0.138	0.006	0.027	0.879
5.0	0.002	0.039	0.131	0.722	0.205	0.009	0.041	0.884
7.5	0.005	0.028	0.315	0.542	0.290	0.012	0.033	0.952



شکل ٤. تاثیر پوشش سنگ‌ریزه بر ویژگی‌های هیدرولیکی در جریان سطحی ۲/۵ لیتر در دقیقه

Fig. 4. Efect of rock fragment cover on hydroulic properties in surface flow 2.5 L min^{-1}

نتایج حاصل از تجزیه واریانس تأثیر پوشش‌های سنگ‌ریزه سطحی مطالعه شده روی ویژگی‌های شیار تشکیل شده در جدول (۷) ارائه شده است. نتایج حاصل نشان می‌دهد که بین تیمارهای پوشش‌های سنگ‌ریزه و تیمار شاهد اختلاف معنی‌داری در سطح ۵ درصد (P<۰/۰۵) برای زمان تشکیل، تعداد و عمق شیار تشکیل شده وجود داشت. میزان جریان‌های سطحی مختلف نیز در سطح ۵ درصد برای مکان، سطح ۱ درصد برای طول و سطح ۰/۱ درصد برای عرض و سطح ۵ درصد برای عمق شیار تشکیل شده معنی‌دار بود (جدول ۷). هم‌چنین، اثر متقابل پوشش سنگ‌ریزه سطحی × جریان‌های سطحی معنی‌دار نشدند.

جدول (۸) چگونگی تاثیر پوشش سنگ‌ریزه سطحی و جریان‌های سطحی متفاوت را بر ویژگی‌های شیار تشکیل شده در طول آزمایش را نشان می‌دهد. بر اساس نتایج حاصل از جدول (۸)، اختلاف معنی‌دار از لحاظ زمان تشکیل شیار بین تیمارهای پوشش سنگ‌ریزه ۱۰ و ۲۰ درصد با تیمار شاهد نداشت اما پوشش سنگ‌ریزه ۳۰ درصد اختلاف معنی‌داری با تیمار شاهد در سطح ۵ درصد نشان داد. همان‌گونه که جدول (۸) نشان می‌دهد تعداد شیار تشکیل شده به طور معنی‌داری با افزایش پوشش سنگ‌ریزه سطحی کاهش یافت. روند تغییرات عمق شیار تشکیل شده با افزایش پوشش سنگ‌ریزه سطحی مشابه زمان تشکیل شیار بود. پوشش سنگ‌ریزه ۳۰ درصد از لحاظ عمق تشکیل شیار اختلاف معنی‌داری با تیمار شاهد در سطح ۵ درصد نشان داد (جدول ۸). تاخیر در آستانه تشکیل شیار برای مناطقی نظیر استان چهار محال و بختیاری که دارای رگبارهای کوتاه مدت و رواناب‌های مقطعی هستند بسیار با اهمیت می‌باشد.

جدول ۷- تجزیه واریانس ویژگی شیار تشکیل شده در پوشش‌های متفاوت سنگ‌ریزه و جریان‌های سطحی

Table 7- Variance analysis of rill properties in different rock fragment covers and surface flows

منابع تغییر Source of variation	درجه آزادی Degree freedom	میانگین مربعات Mean square					
		زمان (min) Time	مکان (m) Location	تعداد Number	طول (cm) Length	عرض (cm) Width	عمق (cm) Depth
پوشش سنگ‌ریزه Rock fragment cover	3	2738.3*	42.3ns	10.25*	439.4ns	9.41ns	0.680*
جریان سطحی Surface flow	2	708.6 ns	89.0*	3.11ns	2174.1**	60.1***	1.002*
پوشش سنگ‌ریزه × جریان سطحی Rock fragment cover× Surface flow	6	416.1ns	32.4ns	3.22ns	214.0ns	8.21ns	0.127ns
خطا Error	24	449.8	20.8	2.64	274.7	5.13	0.189

***، **، * ns به ترتیب معنی‌دار در سطح ۰/۰۰۱، ۰/۰۱، ۰/۰۵ و غیر معنی‌دار

***, **, *, ns is 0.001, 0.01, 0.05 and non-significantly, respectively

بر اساس مطالعاتی که رییک‌زپ و همکاران (۱۸)، روی تاثیر پوشش سنگ‌ریزه بر ویژگی‌های هیدرولیکی در خاک لوم سیلتی با استفاده از فلوم آزمایشگاهی انجام دادند، نتیجه گرفتند که با افزایش پوشش سنگ‌ریزه عمق شیار تشکیل شده در خاک‌هایی با پوشش سنگ‌ریزه سطحی به علت افزایش زبری هیدرولیکی کاهش و پیشروی رأس شیار با افزایش پوشش سنگ‌ریزه‌ای کاهش یافت. هم‌چنین، میرزائی و همکاران (۱۳) نیز نشان دادند که با افزایش پوشش سنگ‌ریزه سطحی زبری سطح خاک و تنش‌برشی جریان افزایش و مکان تشکیل شیار کاهش یافت.

نتیجه‌گیری کلی

با توجه به نتایج بدست آمده مشخص شد که پوشش سنگ‌ریزه سطحی خصوصیات هیدرولیکی جریان‌های سطحی را تحت تاثیر قرار داد به طوری که با افزایش پوشش سنگ‌ریزه سطحی عمق جریان، ضریب زبری مانینگ و تنش‌برشی جریان به طور معنی‌دار افزایش و مقدار سرعت جریان به طور معنی‌داری کاهش یافت. سرعت جریان با افزایش پوشش سنگ‌ریزه سطحی از صفر به ۳۰ درصد به‌صورت نمائی کاهش و عمق جریان، ضریب زبری مانینگ و تنش‌برشی جریان به‌صورت خطی افزایش یافت. بررسی ویژگی‌های شیار تشکیل شده در پوشش‌های متفاوت سنگ‌ریزه سطحی و جریان‌های سطحی نشان داد که بین تیمارهای پوشش‌های سنگ‌ریزه و تیمار شاهد اختلاف معنی‌داری در سطح ۵ درصد (P<۰/۰۵) برای زمان تشکیل، تعداد و عمق شیار تشکیل شده وجود داشت. میزان جریان‌های سطحی مختلف نیز در سطح ۵ درصد برای مکان، سطح ۱ درصد برای طول و سطح ۰/۱ درصد برای عرض و سطح ۵ درصد برای عمق شیار تشکیل شده معنی‌دار بود.

پوشش سنگ‌ریزه سطحی در کاهش فرسایش خاک در شرایطی که استقرار پوشش گیاهی امکان پذیر نمی‌باشد مانند خاک‌های مسئله‌دار (خیلی شور، قلیائی، اسیدی و ...)، اهمیت زیادی دارد. پیشنهاد می‌شود که مطالعه‌ای مشابه در خاک‌های مختلف و جریان‌های سطحی متفاوت برای ارتقاء حفاظت خاک و مدیریت بهینه اراضی انجام گیرد.

جدول ۸- مقایسه میانگین ویژگی شیار تشکیل شده در تیمارهای پوشش سنگ‌ریزه

Table 8- Mean comparision of rill properties in rock fragment cover treatment

پوشش سنگ‌ریزه Rock fragment cover	ویژگی‌های شیار Rill properties		
	زمان (min) Time	تعداد Number	عمق (cm) Depth
0	13.60b	4.1a	1.215a
10	22.59b	3.2ab	1.253a
20	33.28b	2.1b	1.020ab
30	54.11a	1.7b	0.652b

منابع

1. Abrahams A.D., Li G., Krishnan C., and Atkinson J.F. 2001. A sediment transport equation for interrill overland flow on rough surfaces. Earth Surf. Process Landf, 26.1443–1459.
2. Agassi M., and Levy G.J. 1991. Stone-cover and rain intensity: effects on infiltration, erosion and water splash. Aust. J. Soil Res, 29: 565–575.
3. Blake G.R., and Hartge K.H. 1986. Bulk density. In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods, Monograph Number 9 (Second Edition). American Society of Agronomy, pp. 363–375.
4. Cerda A. 2001. Effects of rock fragment cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. Eur. J. Soil Sci, 52: 59–68.
5. Fryear D.W. 1985. Soil cover and wind erosion. Trans. ASAE. 28(3): 781-784.
6. Govers G. 1985. Selectivity and transport capacity of thin flow in relation to rill erosion. Catena, 12.35-49.
7. Gee G.H., and Bauder J.W. 1986. Particle size analysis. In: A. Klute, (ed). Methods of soil Analysis. Physical Properties. SSSA, 9: 383–411.
8. Gilley J.E., Elliot W.J., Laflen J.M., and Simanton J.R. 1993. Critical shear stress and critical flow rates for initiation of rilling. Journal of Hydrology, 142: 251–271.
9. Lavee H., and Poesen J. 1991. Overland flow generation and continuity on stone-covered soil surfaces. Hydrol. Process, 5: 345–360.
10. Li X.Y., and Liu L.Y. 2003. Effect of gravel mulch on Aeolian dust accumulation in the semiarid region of northwest China. Soil Tillage Res, 70: 73-81.
11. Mandal U.K., Rao K.V., Mishra P.K., Vittal K.P.R., Sharma K.L., Narsimlu B., and Venkanna K. 2005. Soil infiltration, runoff and sediment yield from a shallow soil with varied stone cover and intensity of rain. Eurpan Journal of Soil Science, 56: 435–443.
12. Martinez-Zavala L., Jordan A., Bellinfante N., and Gil J. 2010. Relationships between rock fragment cover and soil hydrological response in a Mediterranean environment. Soil Science and Plant Nutrition, 56: 95–104.
13. Mirzaee S., Gorji M., and Jafari ardakani A. 2012. Effect of rock fragments on distance of rill erosion initiation and overland hydraulics. International Journal of soil science, 7(3): 100-107.
14. Nearing M.A., Bradford J.M., and Parker S,C. 1991. Soil detachment by shallow flow at low slopes. Soil Science. Am. J, 55: 339-344.
15. Poesen J., and Lavee H. 1994. Rock fragments in top soils: significance and processes. Catena, 23: 1-28.
16. Poesen J., Ingelmo-Sanchez F., and Mucher H. 1990. The hydrological response of soil surfaces to rainfall as affected by cover and position of rock fragments in the top layer. Earth Surf. Process Landf, 15: 653-671.
17. Prosser I.P., Dietrich W.E., and Stevenson J. 1995. Flow resistance and sediment transport by concentrated flow in a grassland vally. Geomorphology, 13: 73-86.
18. Rieke-Zapp D., Poesen J., and Nearing M.A. 2007. Effects of rock fragments incorporated in the soil matrix on concentrated flow hydraulics and erosion. Earth Surf. Process Landf, 32: 1063–1076.
19. Sadeghi HR,. Bashari Seghaleh M., and Rangavar AS. 2008. Comparing the sediment variation with hillside direction and plot length in storm wise soil erosion. Journal of water and soil, 22(2): 230-239. (In Persian with English abstract)
20. Savat J., and De Ploy, J. 1982. Sheetwash and rill development by surface flow. Chapter 6 I: Bryan, R, B and Yair, A. (eds): Badland Geomorphology and Piping.
21. Tailong G., Quanjiu W.D., and Li J.Z. 2010. Effect of surface stone cover on sediment and solute transport on the slope of fallow land in the semi-arid loess region of northwestern China. Soils Sediments, 10: 1200-1208.
22. Tonon I. 1999. Thresholds for incipient rilling and particle enteainment, Unpub. Utrecht University.
23. Walkley A., and Black I.A. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid method. Soil Science Society of America Journal, 79: 459–465.
24. Torri D., Sfalaga M., and Sette M.D. 1987. Splash detachment: Runoff depth and soil cohesion. Catena, 14(1-3):149-155.
25. Wang X., Li Z., Cai C., Shi Z., Xu Q., Fu Z., and Guo Z. 2012. Effects of rock fragment cover on hydrological response and soil loss from Regosols in a semi-humid environment in South-West China. Geomorphology, 151-152: 234–242.
26. Yao C., Lei T., Elliot W.J., McCool D.K., Zhao J., and Chen S. 2007. Critical Conditions for Rill Initiation. Soil & Water Division of ASAE. SW, 70-56.
27. Yu B. 2003. A Unified Framework For Water Erosion And Deposition Equations. Soil Science Society of America Journal, 67(1): 251-257.
28. Zang G.H., Liu B.Y., Nearing M.A., Hang C.H., and Zand K.L. 2002. Soil detachment by shallow flow. Trans. ASAE, 45: 331-357.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 75-85

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۸۵-۷۵

Effect of Rock Fragment Cover on Hydraulics Properties of Surface Flows and Rill Initiation with Simulating Runoff under Natural Conditions

S. Kalbali[1]- Sh. Ghorbani Dashtaki[2*]- M. Naderi[3]- S. Mirzaee[4]

Received: 13-12-2015
Accepted: 25-09-2016

Introduction: Rock fragments on soil surfaces can also have several contrasting effects on the hydraulics of overland flow and soil erosion processes. Many investigators have found that a cover of rock fragments on a soil surface can decrease its erosion potential compared to bare soil surface (1, 12 and 18). This has mainly been attributed to the protection of the soil surface by rock fragments against the beating action of rain. This leads to a decrease in the intensity of surface sealing, an increase in the infiltration rate, a decrease in the runoff volume and rate, and, hence, a decrease in sediment generation and production for soils covered by rock fragments. Parameters that have been reported to be important for explaining the degree of runoff or soil loss from soils containing rock fragments include the position and size (15), geometry (18), and percentage cover (11 and 12) of rock fragments and the structure of fine earth (16). Surface rock fragment cover is a more important factor for hydroulic properties of surface flows such as flow depth, flow velocity, Manning's roughness coefficient (n parameter) and flow shear stress and geometrics properties of formed rill such as time, location, number, length, width and depth of rill. Surface rock fragment cover is directly affected soil erosion processes in dry area specially in areas that plant can not grow because of sever dryness and salinity. Also, Surface rock fragment prevent the contact of rain drops to aggregates, decreasing physical degradation by decreasing flow velocity. The objective of this study was to investigate the effect of different surface rock fragment cover on hydraulic properties of surface flows and geometrics properties of formed rill.

Materials and Methods: For this purpose, 36 field plots of 20 meter length and 0.5 meter width with 3% slope were established in research field of agricultural faculty, Shahrekord University. Before each erosion event, topsoil was tilled and smoothed with hand tools to remove soil irregularities and soil sealing, update aggregates which come from deeper soil. Then, for beginning the experiment, surface rock fragment cover is scattered randomly on plot surface. Experiment equipment such as collecting the runoff systems installed at the end of plots. In each experiment after setting the surface flow, surface runoff inter to soil surface and testing continued for 60 minutes after starting runoff. Flow velocity was measured using a dye-tracing technique (potassium permanganate) and depth, width and length of rill were measured using a ruler. Treatments were including four level rock fragment cover (0, 10, 20 and 30%) and three rate runoff (2.5, 5 and 7.5 L min^{-1}) with three replications that experiments were done in a factorial with randomized complete block design. Surface runoff samples were oven-dried and weighed to determine sediment loads. Sediment concentration was determined as the ratio of dry sediment mass to runoff volume, while the erosion rate was calculated as the sediment yield per unit area per period of time.

Results and Discussion: The results of this study showed that surface rock fragment cover plays an important role in water distribution. Based on the results, the positive effects of rock fragment cover on Manning's n and the negative effect on flow velocity. Increasing surface rock fragment cover increased hydroulic properties such as flow depth, Manning's n and flow shear stress significantly ($p<0.05$) as linearity. Also, increasing surface rock fragment cover decreased flow velocity exponentially. Statistically comparison of effect different rock fragment cover on geometrics properties of rill indicated that incresing surface rock fragment cover decreased time, number, depth of the formed rill significantly ($p<0.05$). However, increasing surface rock fragment no effect statistically on location, length and width of rill.

Conclusion: The results of this study showed that increasing of surface rock fragment cover is affected hydraulic properties of surface flows and geometrics properties of formed rill. Threshold rill formation was delayed with increasing surface rock fragment cover. This delay of rill formation is very important for areas such as Charmahal va Bakhtiari that has short-term rainstorms and cross-sectional runoff.

These findings have implications for soil water conservation and soil erosion modeling under semi-humid

1, 2, 3 and 4- M.Sc. student, Professor, Assouate Professor amd phD Studenr of Soil Science Department, Shahrekord University, Iran
(*- Corresponding Author Email: shoja2002@yahoo.com)

climatic conditions. Similar soils to these studied here are widespread in Shahrekord region, and therefore, these conclusions can be applied widely.

Keywords: Geometric properties of rill, Soil erosion and conservation, Surface cover

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 86-100

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۰۰-۸۶

مدلسازی و پیش‌بینی اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی (BOD) با استفاده از ترکیب ماشین بردار پشتیبان با تبدیل موجک

اباذر سلگی[1*]- امیر پورحقی[2]- حیدر زارعی[3]- هادی انصاری[4]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۰/۰۹
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۲/۰۶

چکیده

آلودگی‌های شیمیایی آب‌های سطحی یکی از موضوعات جدی است که کیفیت این‌گونه آب‌ها را تهدید می‌کند. این مطلب برای آب‌هایی که به طور مستقیم به مصارف زندگی بشر می‌رسند اهمیتی چند برابر بخشیده است. یکی از پارامترهایی مهمی که برای سنجش آلودگی آب استفاده می‌شود شاخصBOD می‌باشد. در این مطالعه، توانایی مدل ماشین بردار پشتیبان (SVM) به منظور مدل‌سازی و پیش‌بینی اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی (BOD) در رودخانه کارون واقع در غرب کشور ایران مورد ارزیابی قرار گرفت. به منظوربررسی مدل‌ها به صورت ترکیبی، از تبدیل موجک استفاده شد. بعد از تجزیه پارامترها با تبدیل موجک، با استفاده از روش تجزیه به مولفه‌های اصلی (PCA) مولفه‌های مهم تعیین شدند. سپس از این مولفه‌های مهم به عنوان ورودی به مدل ماشین بردار پشتیبان استفاده شد تا مدل ترکیبی ماشین بردار پشتیبان–موجک (WSVM) حاصل گردید. جهت انجام این تحقیق از سری زمانی ماهانه BODرودخانه کارون در ایستگاه ملاثانی و متغیرهای کمکی اکسیژن محلول (DO)، جریان رودخانه و دمای ماهانه در یک دوره ۱۳ساله (۱۳۹۳–۱۳۸۱) استفاده شد. نتایج بدست آمده حاکی از آن بود که مدل SVM دارای ضریب تبیین ۰/۸۴ و جذر میانگین مربعات خطای ۰/۰۳۳۸(میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد و اعمال تبدیل موجک روی داده‌های ورودی مدل باعث بهبود نتایج تا ضریب تبیین۰/۹۴ و جذر میانگین مربعات خطای۰/۰۲۱۰(میلی‌گرم بر لیتر) شد. بنابراین ترکیب ماشین بردار پشتیبان با تبدیل موجک یک ایده جدید برای پیش‌بینی مقدار BOD رودخانه کارون می‌باشد. در پایان مقدار BOD برای یک دوره شش ماهه با استفاده از مدل WSVMپیش‌بینی شد.

واژه‌های کلیدی: پیش‌بینی BOD، PCA، مدل ترکیبی، رودخانه کارون

مقدمه

استریتر و فلپس (۱) از نخستین کسانی بودند که مدل‌سازی کیفیت آب رودخانه و بحث اندازه‌گیری پارامترهای BOD و DO را انجام دادند (۱). BOD، مقدار اکسیژن مورد نیاز میکروارگانیسم‌های هوازی موجود در نمونه آب برای اکسیداسیون مواد آلی است که با توجه به استانداردهای بین المللی در دمای ۲۰ درجه سانتیگراد اندازه‌گیری شده و اندازه‌گیری آن ۵ روز به طول می‌انجامد (۲).

BOD یک اصطلاح برای مقدار اکسیژن مورد نیاز برای تجزیه بیولوژیکی یک ماده آلی در یک نمونه آب می‌باشد. بنابراین اندازه‌گیری BOD به عنوان پایه آشکارسازی مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی در آب است. روش‌های متداولی که برای تعیین BOD مورد استفاده قرار می‌گیرد، اغلب روش‌هایی بسیار مشکل و البته همراه با خطاهای اندازه‌گیری است. مبنای این روش‌ها، تعیین فاکتورهای پیچیده مانند اکسیژن مورد نیاز برای تنفس میکروارگانیسم‌ها در یک نمونه و اکسیداسیون آمونیاک است (۳). با این حال، از آنجایی که متغیرهای زیادی برروی پارامترهای کیفیت آب مؤثر هستند و یک رابطه غیرخطی و پیچیده بین آنها برقرار است، روش‌های معمول به خوبی نمی‌توانند مسئله مدیریت کیفی منابع آب را حل کنند (۴ و ۵). چندین سال است که روش‌های هوش مصنوعی برای پیش‌بینی سری‌های زمانی غیرخطی استفاده می‌شود و عملکرد خوبی هم از آنها گزارش شده است (۶ و ۷). به تازگی، تبدیل موجک که یک روش پردازشی است، عملکرد خوبی از خود نشان داده است و در مدل‌سازی‌های هیدرولوژیکی به طور گسترده مورد استفاده قرار گرفته است (۸، ۹ و۱۰). در زیر به برخی از مطالعات صورت گرفته در زمینه استفاده از BOD اشاره می‌شود:

اکراتوس و همکاران (۱۱)، یک مدل شبکه عصبی مصنوعی و

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجویان دکتری مهندسی منابع آب و استادیار گروه هیدرولوژی و منابع آب، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز
(*- نویسنده مسئول: Email: A-solgi@phdstu.scu.ac.ir)
۴- دانشجوی دکتری مهندسی منابع آب، داشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.52080

همچنین یک سری معادلات طراحی برای پیش‌بینی حذف BOD و COD در جریان زیر سطحی در تالاب‌های مصنوعی ارائه دادند. نتایج مدل شبکه عصبی مصنوعی نسبت به مقادیر مشاهده‌ای دارای همبستگی خوبی بوده است. همچنین نتایج نشان داد که حذف COD به شدت به حذف BOD وابسته است و یک معادله برای پیش‌بینی حذف COD نیز ارائه شد. نجاه و همکاران (۱۲) توانایی بالای شبکه های عصبی را در تخمین شاخص‌های کیفی آب رودخانه جوهور[1]مالزی و برآورد مقدار EC و کل جامدات محلول[2](TDS) و کدورت در این حوضه را مورد تأکید قرار دادند.

اسدالله‌فردی و همکاران (۱۳) توانایی دو مدل شبکه عصبی مصنوعی و شبکه عصبی بازگشتی[3]را در تخمین شاخص کیفی آب رودخانه تلخه‌رود در آذربایجان شرقی برای برآورد پارامترTDSمورد بررسی قرار دادند. ون و همکاران (۱۴) اکسیژن محلول رودخانه هیهه[4]چین را با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی پیش‌بینی کردند. نتایج آن‌ها حاکی از دقت و توانایی بالای مدل پیشنهادی برای پیش بینی و شبیه‌سازی پارامتر اکسیژن محلول بود.

پارمار و بهاردواج(۱۵) تجزیه و تحلیل آماری و موجک پارامترهای کیفی آب،تقاضای شیمیایی اکسیژن (COD)، نیاز بیوشیمیایی به اکسیژن (BOD)، اکسیژن محلول (DO)، دمای آب (WT)، آمونیاک آزاد (AMM)، نیتروژن کجلدال کل[5](TKN)، کلیفرم مجموع (TC)، کلیفرم مدفوعی(FC) و pH جریان رودخانه یامونا[6] در هند را برای داده‌های ماهانه یک دوره ۱۰ ساله مورد بررسی قرار دادند در این مطالعه از تابع موجک Db5 استفاده شد. در یک تحقیق به صورت مروری روش‌های مورد استفاده برای نیاز BOD ارائه شده است. در این مطالعه چگونگی ارزیابی و روش‌های اندازه گیری BOD ارائه شده است (۱۶). نجاه و همکاران (۱۷) از مدل سیستم استنتاج فازی عصبی تطبیقی برای پیش‌بینی غلظت DO استفاده کرد. در این مطالعه از پارامترهای دما، pH، نیترات (NO3) و غلظت نیتروژن آمونیاکی[7](NH3-NL) برای افزایش دقت مدل استفاده شد. در آخر عملکرد مدل سیستم استنتاج فازی عصبی تطبیقی با مدل شبکه عصبی مصنوعی مقایسه شد. نتایج نشان داد مدل سیستم استنتاج فازی عصبی تطبیقی عملکرد بهتری به ویژه در وقایع بزرگ از خود نشان می‌دهد.

احمد و شاه (۱۸) از سیستم استنتاج فازی عصبی تطبیقی برای برآورد نیازBOD در رودخانه سورما[8] در بنگلادش استفاده کردند. نتایج نشان داد که مدل انفیس می‌تواند پیش‌بینی کیفیت آب را با دقت بالایی انجام دهد. دینگ و همکاران (۱۹) از سیستم‌های فازی برای پیش‌بینی پارامترهای کیفی DO، COD، دمای آب و EC استفاده کرد. نتایج آن‌ها نشان داد که مدل به کار برده شده نتایج بهتری نسبت به مدل‌های موجود از خود نشان می‌دهند. علیایی و همکاران (۲۰) شبیه‌سازی تغییرات شاخص‌های BOD و DO را برای رودخانه دره مرادبیگ همدان با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی مورد بررسی قرار دادند. نتایج حاکی از کارایی بالای شبکه عصبی در تخمین شاخص‌های کیفی مذکور داشت.

پارمار و بهاردواج (۲۱) آنالیز پارمترهای کیفیت آب را با استفاده از تابع موجک Db[9]با درجه تجزیه ۵، را در هاتنی کوند[10] واقع بر رودخانه یامونا در هند مورد بررسی قرار دادند. علیزاده و همکاران (۹) استفاده از مدل ترکیبی شبکه عصبی مصنوعی- موجک را برای پیش‌بینی پارامترهای کیفی در خلیج هیلو، اقیانوس آرام[11] انجام دادند. نتایج این بررسی نشان داد که مدل شبکه عصبی مصنوعی- موجک عملکرد بهتری نسبت به مدل شبکه عصبی مصنوعی دارد.

همان‌طوری که در قسمت بالا اشاره شد تحقیقات گسترده‌ای در دنیا در زمینه استفاده از مدل‌های شبکه عصبی مصنوعی و سیستم استنتاج فازی عصبی تطبیقی جهت پیش‌بینی BOD ارائه شده است ولی در رابطه با ماشین بردار پشتیبان هنوز مطالعات گسترده‌ای صورت نپذیرفته است که این امر باعث شد در این مطالعه از توانایی مدل ماشین بردار پشتیبان به منظور پیش‌بینی پارامتر ماهانه BOD براساس داده‌های موجود دما، جریان رودخانه، DO و BOD استفاده شود. با توجه به رفتار دینامیکی سیستم‌های هیدرولوژیکی و به منظور افزایش دقت در پیش‌بینی، از آنالیز موجک به عنوان مدل ترکیبی استفاده شد. با توجه به مطالعاتی که تاکنون در زمینه کاربرد تبدیل موجک صورت پذیرفته است و در این مطالعه به برخی از آن‌ها اشاره گردید، مشخص شده است که استفاده از تبدیل موجک به دلیل پیش‌پردازشی که روی داده‌های ورودی قبل از ورود به مدل‌ها انجام می‌گیرد باعث افزایش دقت مدل می‌شود به همین دلیل در این تحقیق از تبدیل موجک کمک گرفته شده است. همچنین به دلیل اینکه بعد از استفاده از تبدیل موجک هر پارامتر ورودی به تعدادی زیرسیگنال (که بسته به سطح تجزیه به زیرسیگنال‌های مختلفی تبدیل می‌شوند) تبدیل می‌شوند، از روش تجزیه به مولفه‌های اصلی[12](PCA) جهت انتخاب زیرسیگنال‌های مهم استفاده شد. در آخر به منظور بررسی عملکرد مدل‌ها، از معیارهای مختلفی برای

1- Johor
2- Total Dissolved Solids
3- Recurrent Neural Network
4- Heihe
5- Total Kjeldahl Nitrogen
6- Yamuna
7- Ammoniacal Nitrogen Concentration

8- Surma
9- Daubechies
10- HathniKund
11- Hilo Bay, Pacific Ocean
12- Principal Component Analysis

ارزیابی استفاده شده است.

مواد و روش‌ها

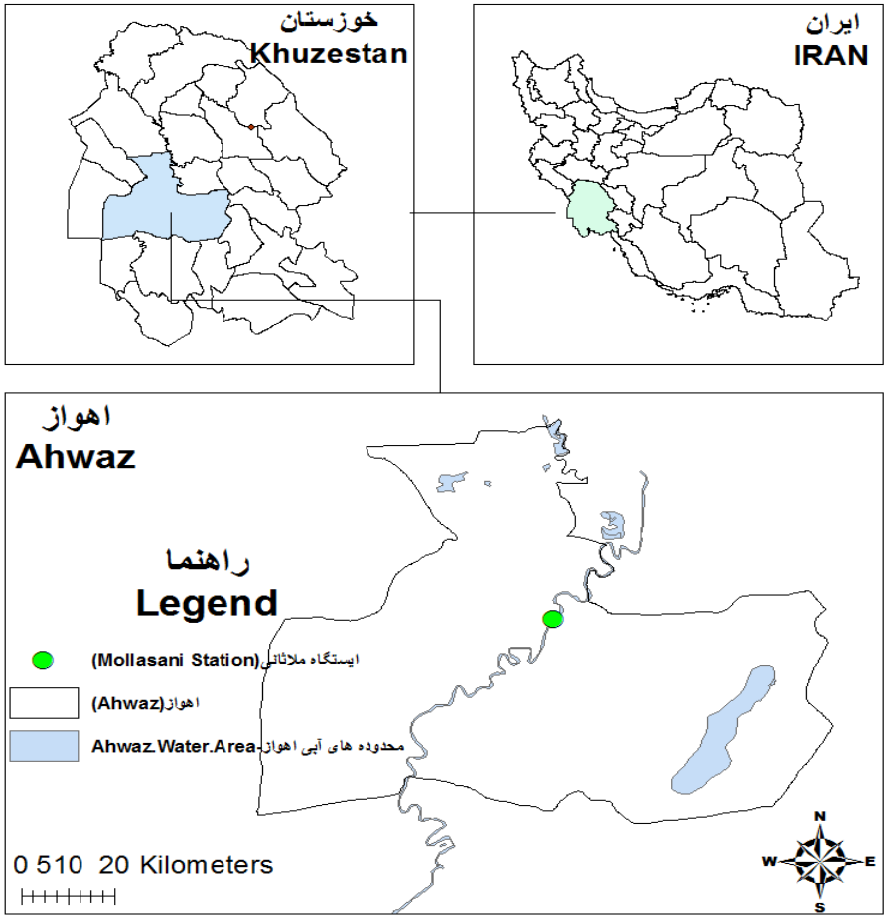
منطقه مورد مطالعه

رودخانه کارون از رشته‌کوه زاگرس سرچشمه گرفته و پس از عبور از مسیر کوهستانی در نزدیکی شهر گتوند به دشت خوزستان وارد می‌شود. رودخانه کارون در شمال شوشتر به دو شاخه تقسیم می‌شود که در جنوب شوشتر با یکدیگر پیوند می‌یابند. در این مسیر پر از پیچ و خم آب مورد نیاز شرب، کشاورزی و صنعت ده‌ها شهر و روستا، هزاران هکتار اراضی کشاورزی، تولید انرژی برق‌آبی، چندین طرح پرورش ماهی، طرح‌ها و کارخانه‌های صنعتی را تأمین می‌کند. در این مطالعه از اطلاعات ایستگاه ملاثانی با مختصات جغرافیایی ۴۸ درجه و ۵۲ دقیقه و ۴۰ ثانیه طول شرقی و ۳۱ درجه و ۳۵ دقیقه و ۰۱ ثانیه عرض شمالی، که در ارتفاع ۱۷ متری واقع شده است، استفاده شده است (شکل (۱)). پارامترهای استفاده شده در این مطالعه در جدول (۱) ارائه شده است.

به علت اینکه وارد کردن داده‌ها به صورت خام باعث کاهش سرعت و دقت می‌شود از روش استانداردسازی داده‌ها استفاده شده است که این کار مانع کوچک شدن بیش از حد وزن‌ها و سبب جلوگیری از اشباع زود هنگام نرون‌ها می‌گردد. با روش استانداردسازی هر عدد تبدیل به عددی بین۰تا ۱ می‌شود (۲۲). با توجه به پیشنهاد سلگی (۲۳) از رابطه زیر برای نرمال‌سازی (استاندارد سازی) استفاده شده است.

$$y = 0.5 + (0.5 \times \left(\frac{x - \bar{x}}{x_{max} - x_{min}}\right)) \quad (۱)$$

که در این روابط X داده مورد نظر، $\bar{X}$ میانگین داده‌ها، X_{max} حداکثر داده‌ها، X_{min} حداقل داده‌ها و y داده استاندارد شده می‌باشد. در این تحقیق از ۷۵ درصد داده‌ها برای آموزش و ۲۵ درصد برای شبیه‌سازی استفاده شده است.



شکل ۱- موقعیت رودخانه کارون در استان خوزستان و ایران

Figure 1- Location of Karun River in Khuzestan Province and Iran

جدول ۱- پارامترهای ماهانه مورد استفاده در این تحقیق
Table 1- Monthly Parameters used in study.

نام ایستگاه NameStation	پارامترهای استفاده شده Parameters used	میانگین Average	حداقل Mminimum	حداکثر Maximum
ملاثانی Molasani	دما Temperatur(℃)	21.00	12.0	5.00
	اکسیژن محلول Dissolved Oxygen (mg/liter)	7.19	5.0	9.72
	جریان Flow (m^3/s)	403.03	111.6	1626.63
	اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی Biological Oxygen Demand (mg/liter)	2.71	1.14	5.22

ماشین بردار پشتیبان[۱] (SVM)

در سال ۱۹۹۲ ماشین‌های بردار پشتیبانتوسط وپنیک[۲] که یک ریاضیدان روس بود، ارائه گردید. این روش بر پایه نظریه یادگیری آماری[۳] بنا گردیده است (۲۴). در ساده‌ترین فرم آن یعنی SVM خطی، SVM عبارتست از یک ابر صفحه[۴] که مجموعه‌ی نمونه‌های مثبت و منفی را با حداکثر فاصله[۵] از هم جدا نموده است. جداکننده‌ای مناسب است که بیشترین فاصله را از هر دو دسته از داده‌ها داشته باشد، به عبارت دیگر سبب شود بیشترین حاشیه ریسک ایجاد شود. بنابراین در مورد این ماشین که خروجی آن برچسب گروه‌ها (در اینجا ۱- و ۱+) می‌باشد، هدف بدست آوردن ماکزیمم فاصله بین دسته هاست. این حالت به داشتن ماکزیمم حاشیه تعبیر می‌شود.

در ارتباط با SVM می‌توان مسئله طبقه‌بندی داده‌ها را در چند حالت مختلف بررسی نمود:

استفاده از ماشین بردار پشتیبان خطی[۶] و وجود دو دسته داده:

الف) داده‌ها دقیقاً در دو دسته قرار گرفته باشند، یعنی جدایی‌ناپذیر باشند[۷].

ب) داده‌های دو دسته قابل تفکیک به دو دسته جدا از هم نباشند[۸].

ماشین بردار پشتیبان غیرخطی[۹]

ماشین بردار پشتیبان برای تفکیک‌های چند کلاسه[۱۰]

حالت دوم یعنی ماشین بردار غیرخطی کاربرد بیشتری داشته به همین دلیل توضیحاتی در مورد آن ارائه می‌شود.

ماشین بردار پشتیبان غیرخطی، ابعاد مسأله را از طریق توابع کرنل[۱۱] تغییر می‌دهند. انتخاب کرنل برای SVM به حجم داده‌های آموزشی و ابعاد بردار ویژگی بستگی دارد. به عبارت دیگر، باید با توجه به این پارامترها تابع کرنلی را انتخاب نمود که توانایی آموزش برای ورودی‌های مسأله را داشته باشد. معمولاً از چهار نوع کرنل زیر استفاده می‌شود.

$$k(x,y) = (x.y + C)^d \qquad (۲)$$
$$k(x,y) = exp(-\frac{\|x-y\|^2}{2\sigma^2})$$
$$k(x,y) = tanh(x.y + \theta)$$
$$k(x,y) = (x.y)$$

این کرنل‌ها به ترتیب کرنل چندجمله‌ای[۱۲]، کرنل گاوسی یا RBF، کرنل تانژانت هیپربولیکیا سیگموئید[۱۳] و کرنل خطی[۱۴] می‌باشند (۲۵).کرنل RBF تنها یک پارامتر گاما دارد که با g مشخص می‌شود. برای این پارامتر یک بار مقدار پیش فرض ۱/kرا (kتعداد ویژگی‌هاست) استفاده می‌شود(به عبارتی هیچ مقداری را برای گاما به مدل وارد نمی‌شود) همچنین مقادیر $۱/k^2$ و ۱ را نیز تست می‌کنند. در مورد کرنل سیگموئید با توجه به مسائلی که معمولاً از نظر همگرایی به جواب پیش می‌آید، تنها همان پیش فرض یعنی مقدار ثابت صفر و گاما ۱/k استفاده می‌شود یعنی این کرنل فاقد پارامتر است. کرنل خطی هیچ پارامتری ندارد و بنابراین تنها یک حالت اجرا دارد. کرنل چندجمله‌ای دارای دو پارامتر است. پارامتر اول درجه چندجمله‌ای

1- Support Vector Machine
2 -Vapnik
3- Statistical Learning
4- Hyperplane
5- MaximumMargin
6- Linear SVM
7- Separable Data
8- Nonseparable Data
9- Non-linear SVM

10- Multiclass SVM
11- Kernel
12 -Polynomial
13 -Sigmoidal
14- Linear

است و با d مشخص می‌شود، به ازای مقادیر ۱، ۲، ۳ و ۴ مسائل حل می‌شوند. زمانی که C برابر صفر می‌باشد کرنل همگن نامیده می‌شود، برای پارامتر دوم نیز که عدد ثابت جمع شونده است و بـا r مشـخص می‌شود، سه حالت ۰، ۱- و۱+ استفاده می‌شود.

جهت کسب اطلاعات بیشتر در مورد روش SVMبه منـابع (۲۶ و ۲۷) مراجعه شود.

تبدیل موجک[1]

تئوری موجکی یکی از روش‌های علم ریاضی است که ایده اصلی آن برگرفته از تبدیل فوریه است که در قرن نوزدهم مطرح شده اسـت ولی استفاده از آن قدمتی ۱۰ ساله دارد. مفهـوم کلـی موجـک‌هـا بـه صورت تئوری کنونی توسط مورلت و تیمی در مرکز تحقیقات فیزیـک نظری مارسل زیر نظر آلکس گراسمن در فرانسه ارائه شد (۲۸). تبدیل موجک یکی از تبدیل‌های ریاضی کارآمد در زمینه پـردازش سـیگنال است. موجک‌ها توابع ریاضی هستند که شکل مقیاس-زمان از سری های زمانی و روابط آن‌ها جهت آنالیز سـری‌هـای زمـانی کـه شـامل متغیرها و غیرثابت‌ها می‌باشد را ارائه می‌دهد. تحلیل موجکی[2] استفاده از فاصله‌های زمانی طولانی مدت را بـرای اطلاعـات دارای فرکـانس پائین و تناوب‌های کوتاه‌تر را برای اطلاعات دارای فرکانس بالا ارائـه می‌دهد. تحلیل موجکی قادر به نمایش جنبه‌هـای مختلـف داده‌هـای متفاوت، نقاط شکست و ناپیوستگی‌ها می‌باشد که ممکن اسـت دیگـر روش‌های آنالیز سیگنال آنها را نشان ندهند. تابع موجک، تابعی اسـت که دو ویژگی مهم نوسانی بودن و کوتاه مدت بودن را دارا مـی‌باشـد. $\psi(x)$ تابع موجک است اگر و فقط اگر تبدیل فوریـه آن، شـرط زیـر (رابطه ۳) را ارضا کند (۲۹).

$$\int_{-\infty}^{+\infty} \frac{|\psi(x)|}{|\omega|^2} d\omega < +\infty \qquad (۳)$$

این شرط با عنوان شرط پذیرفتگی[3] برای موجک $\psi(x)$ شـناخته می‌شود. رابطه فوق را می‌توان معادل با رابطه ۴ دانست:

$$\psi(0) = \int_{-\infty}^{+\infty} \psi(x)\, dx = 0 \qquad (۴)$$

این ویژگی تابع با میانگین صفر، چنان محدودکننده نبوده و توابـع بسیاری را می‌توان براساس آن تابع موجک نامید. $\boldsymbol{\psi(x)}$ تابع موجک مادر است که توابـع مـورد اسـتفاده در تحلیـل، بـا دو عمـل ریاضـی انتقال[4] و مقیاس[5] در طول سیگنال مورد تحلیـل، تغییـر انـدازه و تغییـر محل می‌یابند.

1- Wavelet Transform
2- Wavelet Analysis
3- Admissibility
4- Translation
5- Scale

$$\psi_{a,b}(x) = \frac{1}{\sqrt{a}}\psi(\frac{x-b}{a}) \qquad (۵)$$

در نهایت ضرایب موجک در هر نقطه از سیگنال (b) و برای هـر مقدار از مقیاس (a) با رابطه ۶ قابل محاسبه می‌باشد (۲۹).

$$T(a,b) = \frac{1}{\sqrt{a}}\int_{-\infty}^{+\infty} \psi\left(\frac{t-b}{a}\right) f(t)dt \qquad (۶)$$

که در رابطه ۶، aکار مقیاس و b کار انتقـال تـابع را انجـام مـی دهند. به ازای مقادیر مختلف a و b مقدار T بدست می‌آید هر موقع T بیشترین مقدار مثبت را داشته باشدبیشترین انطباق را دارد. بـه ازای T برابر صفر انطباقی وجود ندارد و به ازای Tهای منفی انطبـاق عکـس یا بیشترین تفاوت وجود دارد. انتقال در تبدیل مـوجکی نشـان دهنـده موقعیت پنجره است. در این روش نیز یک تابع پنجره در نظـر گرفتـه شده و در موج مورد نظر ضرب مشود. بر خـلاف تبـدیل قطعـه‌ای، در تبدیل پیوسته موجکی پهنای تابع پنجره متغیر می‌باشد، به طوری کـه برای هر مؤلفه موج می‌تـوان عـرض مناسـبی را انتخـاب نمـود. ایـن موضوع مهمترین خصوصیت تبدیل موجکی است (۸). مقیاس به طور ساده به معنـای کشـیده شـدن یـا فشـرده شـدن موجـک مـی‌باشـد. همانگونه که در نقشه‌ها مقیاس بزرگ متناظر با نشان ندادن جزئیـات کلی است، در اینجا نیز مقیاس بزرگ متناظر با نشان نـدادن جزئیـات موج، و مقیاس کوچک متناظر با نشان دادن جزئیات مـوج اسـت. بـه طور مشابه در جمـلات فرکانسـی، فرکـانس پـائین (مقیـاس بـزرگ) متناظر با اطلاعات کلی موج می‌باشد که معمولاً انـدازه مـوج داخلـی است، در حالی که فرکانس‌های بزرگ متنـاظر بـا جزئیـات اطلاعـات پوشیده در مـوج اسـت کـه معمـولاً در یـک زمـان کوتـاه بـه طـول می‌انجامد. همچنـین انتقـال موجـک بـه طـور سـاده بـه مفهـوم بـه تأخیرانداختن یا جلو انداختن موجک و بیان‌کننده موقعیت موجـک بـر روی محور زمان است.

در انتخاب موجک مادر می‌بایست شرط‌های زیر وجود داشته باشد (۳۰).

۱- مساحت زیر منحنی آن صفر باشد.[6] ۲- مقدار میـانگین آن از هر دو سمت به صفر میل کند.[7] ۳-ممان‌های آن هم صفر باشـد.ایـن شرط اگر وجود نداشته باشد اشکالی ندارد.[8]

برای آشنایی بیشتر با این مبحث می‌توان بـه منبـع (۳۰) مراجعـه کرد.

6- Admissibility conditions
7- Compact support
8- Regularity conditions

تجزیه به مولفه‌های اصلی (PCA)

تجزیه به مولفه‌های اصلی (PCA) نوعی از تجزیه و تحلیل آماری است که تعداد کمتری از عوامل را به نام مولفه‌های اصلی از میان عوامل اولیه گزینش می‌کند، به طوری که تعدادی از اطلاعات کم اهمیت حذف می‌شود. در صورتی که فاکتور تست KMO مربوط به این روش کمتر از ۰/۵ باشد، داده‌ها برای تجزیه و تحلیل عوامل اصلی مناسب نخواهد بود و اگر مقدار آن بین ۰/۵ تا ۰/۶۹ باشد باید با احتیاط بیشتر به تجزیه و تحلیل عوامل پرداخت. اما در صورتی که مقدار آن بزرگتر از ۰/۷ باشد همبستگی‌های موجود در بین داده‌ها برای تجزیه و تحلیل مناسب خواهد بود و می‌توان از این روش استفاده کرد (۳۱). شاخص KMO مورد استفاده در دامنه صفر تا یک قرار دارد. این شاخص از رابطه (۷) به دست می‌آید که در این رابطه r_{ij} ضریب همبستگی بین متغیرهای i، j و a_{ij} ضریب همبستگی جزیی بین آن‌هاست (۳۱).

$$KMO = \frac{\sum\sum {r_{ij}}^2}{\sum\sum {r_{ij}}^2 + \sum\sum {a_{ij}}^2} \quad (۷)$$

جهت آشنایی بیشتر با این مبحث به منبع (۳۱) مراجعه شود.

ساختارهای مختلف برای مدلسازی

برای اجرای مدل‌ماشین بردار پشتیبان با توجه به پارامترهای ورودی ۷ نوع ترکیب مختلف مطابق جدول (۲) مورد بررسی قرار گرفت.

جدول ۲- ترکیب‌های مختلف مدل ماشین بردار پشتیبان

Table 2- Different Combinations of SVM Model

ترکیب Combination	ورودی Input	خروجی Output
1	$BOD_{t-2}, BOD_{t-1}, BOD_t$	$\boldsymbol{BOD_{t+1}}$
2	T_{t-2}, T_{t-1}, T_t	$\boldsymbol{BOD_{t+1}}$
3	DO_{t-2}, DO_{t-1}, DO_t	$\boldsymbol{BOD_{t+1}}$
4	Q_{t-2}, Q_{t-1}, Q_t	$\boldsymbol{BOD_{t+1}}$
5	T_t, DO_t, Q_t, BOD_t	$\boldsymbol{BOD_{t+1}}$
6	$T_{t-1}, T_t, DO_{t-1}, DO_t, Q_{t-1}, Q_t, BOD_{t-1}, BOD_t$	$\boldsymbol{BOD_{t+1}}$
7	$T_{t-2}, T_{t-1}, T_t, DO_{t-2}, DO_{t-1}, DO_t, Q_{t-2}, Q_{t-1}, Q_t, BOD_{t-2}, BOD_{t-1}, BOD_t$	$\boldsymbol{BOD_{t+1}}$

که پارامترهای T_t, DO_t, Q_t, BOD_t به ترتیب دما، اکسیژن محلول، جریان و اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی در دوره زمانی ماهانه و $T_{t-2}, T_{t-1}, DO_{t-2}, DO_{t-1}, Q_{t-2}, Q_{t-1}, BOD_{t-2}, BOD_{t-1}$ و به ترتیب دما، DO، جریان و BOD در دوره‌های زمانی گذشته و BOD_{t+1} اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی در دوره آتی می‌باشد.

برای دستیابی به نتایج حاصل از مدل ترکیبی ماشین بردار پشتیبان–موجک برای مدل‌سازی ابتدا با استفاده از تبدیل موجک، پارامترهای ورودی به زیرسیگنال‌هایی تجزیه شده سپس زیر سیگنال‌های تجزیه شده با استفاده از روش تجزیه و تحلیل مولفه‌های اصلیمورد بررسی قرار گرفتند و مولفه‌های مهم به عنوان ورودی به مدل ماشین بردار پشتیبان وارد شد تا مدل ترکیبی ماشین بردار پشتیبان–موجک حاصل گردید. پس از اجرای متعدد این برنامه و در حالت‌های خاص و مقایسه آن‌ها با یکدیگر نتایج به دست آمد. یکی از نکات مهم و اساسی در مورد انتخاب موجک‌های مادر، طبیعت رخداد پدیده و نوع سری زمانی آن می‌باشد. لذا الگویی‌هایی از توابع موجک مادرکه بتواند به لحاظ شکل هندسی به خوبی بر منحنی سری زمانی منطبق شوند بهتر می‌توانند عمل نگاشت را انجام دهند و نتایج حاصل نیز بهتر خواهد بود. در این تحقیق با توجه به آزمایش موجک‌های مادر مختلف و توجه به نکته گفته شده در بالا ۴ تابع موجک زیر انتخاب شدند (شکل ۲). بدین منظور ابتدا برای هر یک از انواع موجک‌ها شامل: موجک Haar، موجک Db2، موجک Db7 و موجک Sym4 با درجات مختلف تجزیه و به ازای پارامترهای مختلف مدل ماشین بردار پشتیبان، برنامه اجرا شد.

جهت بدست آوردن درجه تجزیه مناسب برای توابع موجک از رابطه پیشنهادی زیر ارائه شد.

$$L = Int[\log(n)] \quad (۸)$$

در این رابطه L درجه تجزیه پیشنهادی و N تعداد سری زمانی اعداد می‌باشد (۸). در این پژوهش با N=۱۵۶، L=۲ می‌باشد که برای دقت بیشتر، درجات تجزیه ۱تا ۳ مورد بررسی قرار گرفت.

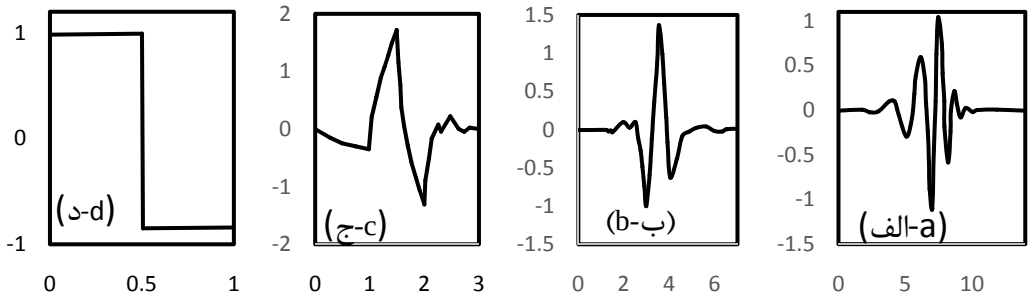
برای ارزیابی مدل‌ها از سه معیار، ضریب تعیین، جذرمیانگین مربعات خطا و معیارآکائیک استفاده شد. در زیر روابط این معیارها ارائه شده است.

$$\mathrm{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N}(T_i - T_o)^2}{N}} \quad (۹)$$

$$\mathrm{R}^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N}(\mathrm{T_o} - \mathrm{T})^2}{\sum_{i=1}^{N}(\mathrm{T_o} - \overline{\mathrm{T}})^2} \quad (۱۰)$$

$$\mathrm{AIC} = \mathrm{m} \times \ln(\mathrm{RMSE}) + 2(\mathrm{Npar}) \quad (۱۱)$$

N : تعداد داده‌ها، T_0: داده‌های مشاهداتی، $\overline{T}$: میانگین داده‌های مشاهداتی، T_i: داده‌های محاسباتی، m : تعداد پارامترها، Npar : تعداد داده‌های آموزش دیده می‌باشد.



شکل ۲- الف) تابع موجک db7، ب) تابع موجک sym4، ج) تابع موجک db2، د) تابع موجکHaar
Figure 2-a) Wavelet db7, b) Wavelet sym4, c) Wavelet db2, d) Wavelet haar

ضریب R^2میزان انطباق داده‌هایی که توسط مدل به وجود می‌آید و داده‌های واقعی را نشان می‌دهد و هر چقدر این ضریب به عدد یک نزدیکتر باشد بیانگر این است که این انطباق بهتر صورت گرفته و میزان خطای حاصله کمتر می‌باشد لذا در همه حالات برای بررسی میزان تأثیرگذاری هر پارامتر از جمله نوع تابع موجک، توابع انتقال، قوانین آموزش، توابع عضویت و درجهٔ تجزیه موجک بر روی عملکرد مدل‌ها از این عامل استفاده شده است. همچنین پارامتر RMSE جذر میانگین مربع خطاهای داده‌های محاسباتی و مشاهداتی را بیان می‌کند. واضح است که هر چه مقدار این عدد کمتر باشد به تبع، آموزش و شبیه‌سازی داده‌ها بهتر صورت گرفته است. در مورد AIC معیار آکائیک نیز می‌توان گفت که هر چه ضریب آکائیک مربوط به مدل کمتر باشد آن مدل عملکرد بهتری دارد. ضریب آکائیک موقعی که کمتر است ناشی از دو عامل می‌باشد یکی خطای مدل و دیگری تعداد پارامترهاست پس معیار خوبی برای بررسی مدل‌ها می‌باشد.

نتایج و بحث

ساختارهای مختلف در هر یک از ترکیب‌های مختلف مدل ماشین بردار پشتیبان به این صورت که هر یک از ساختارها به ازای کرنل، و دیگر پارامترهای مختلف مدل مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل از بررسی ترکیب‌های مختلف، به خصوص ترکیب شماره ۱ که فقط از داده‌های BOD استفاده شده است، نشان داد بهترین عملکرد مربوط به کرنل RBF با ضریب همبستگی ۰/۷۷۳ و جذر میانگین مربعات خطای ۰/۰۵۷۹ می‌باشد. در ترکیب‌های ۲ و ۳ که به ترتیب از داده‌های دما و DO استفاده شده است عملکرد مدل با توجه به ضریب همبستگی و جذرمیانگین مربعات خطای بدست آمده ضعیف بوده است. در ترکیب ۴ هم که از داده‌های جریان استفاده شد عملکرد مدل باز ضعیف بوده و این نشان‌دهنده این مطلب می‌باشد که فقط استفاده از پارامترهای BOD، دما، DO و یا جریان به هیچ وجه مناسب نبوده و در نتیجه باید از ترکیب‌هایی که به صورت ترکیبی از پارامترهای ذکر شده می‌باشد استفاده نمود. در ترکیب ۵ که از داده‌های دما، جریان، DO و BOD استفاده شده است عملکرد مدل نسبت به زمانی که از تک تک پارامترها استفاده شده بود بهتر شد. به همین دلیل در ترکیب‌های ۶ و ۷ باز از همه پارامترها ولی با زمان تأخیرهای یک و دو ماهه استفاده شد تا بتوان مقایسه بهتری جهت دستیابی به ترکیب و ساختار برتر بدست آورد.

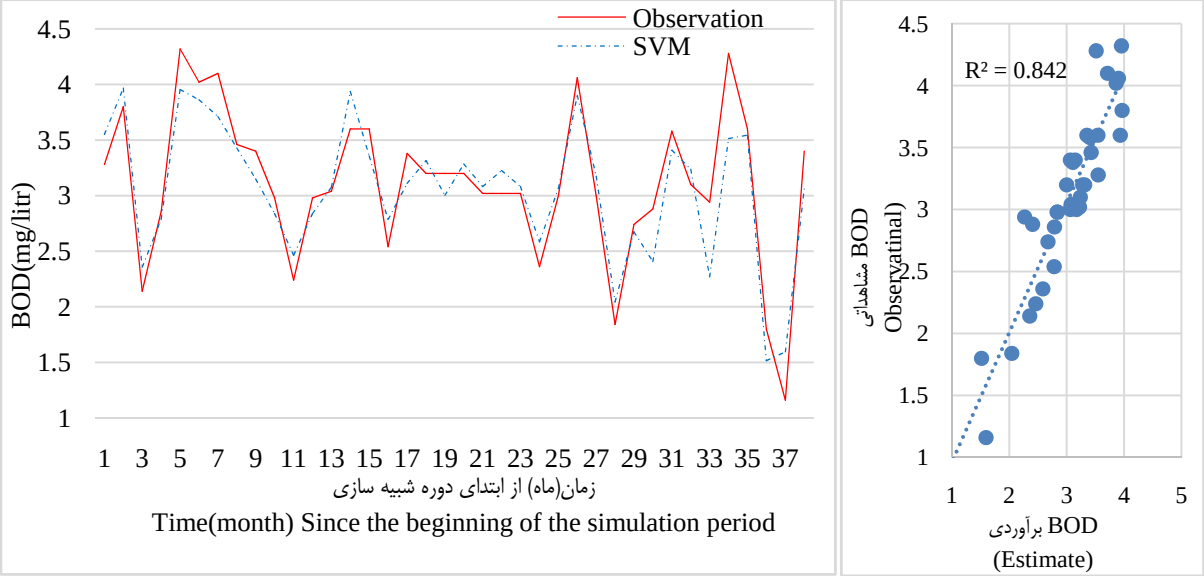
در ترکیب ۶ از همه پارامترها با یک زمان تأخیر استفاده شد. در این ترکیب، ساختاری که از تابع کرنل RBF استفاده شده بود با ضریب همبستگی ۰/۹۱۸ و جذر میانگین مربعات خطای شبیه‌سازی ۰/۰۳۳۸ بهترین عملکرد را داشت. در ترکیب ۷، ساختاری که از کرنل RBF استفاده شده بود با ضریب همبستگی ۰/۹۱۶ و جذر میانگین مربعات خطای شبیه‌سازی۰/۰۳۵۶ بهترین عملکرد را داشت. در جدول (۳) بهترین نتیجه هر یک از ترکیب‌های هفت‌گانه ارائه شده است. براساس این جدول ترکیب ۶ دارای بهترین عملکرد برای مدل ماشین بردار پشتیبان بوده است و بعد از آن ترکیب ۷ نتیجه بهتری داشته یعنی اینکه افزایش تعداد تأخیرهای زمانی بیشتر از یک گام باعث کاهش عملکرد مدل شده است. شکل (۳) مقایسه مقادیر مشاهداتی را با مقادیر برآوردی برای ساختار برتر روش ماشین بردار پشتیبان در مراحل شبیه‌سازی نشان می‌دهند. با توجه به این شکل عملکرد مدل مناسب بوده است. همان‌طوری‌که از بررسی معیارهای ارزیابی برای بهترین ساختار هر یک از ترکیب‌های هفت‌گانه مشخص شد کرنل RBF نسبت به دیگر کرنل‌ها دارای عملکرد بهتری بوده است.

در مدل‌های ترکیبی سیگنال‌های اصلی پارامترهای ورودی با استفاده از تبدیل موجک به زیرسیگنال‌هایی تجزیه شده است. این زیرسیگنال‌ها توسط کدنویسی در نرم افزار متلب به عدد تبدیل شد، سپس با روش تجزیه به مولفه‌های اصلی مولفه‌های مهم تعیین شدند و به عنوان ورودی به مدل ماشین بردار پشتیبان مورد استفاده قرار گرفتند تا مدل ترکیبی ماشین بردار پشتیبان-موجک ایجاد شود. در این مدل‌سازی علاوه بر بررسی توابع موجک مختلف، پارامترهای مورد نیاز مدل ماشین بردار پشتیبان نیز بهینه شد تا بهترین عملکرد مدل ترکیبی حاصل شود.

جدول ۳- بهترین ساختار مدل ماشین بردار پشتیبان

Table 3-The Best Structure in SVMModel

ترکیب Combination	پارامترهای مدل Model Parameters					ضریب همبستگی R		جذر میانگین مربعات خطا RMSE	
	Kernel	**Gama**	**Sin2**	**B**	**P-Degree**	**آموزش Train**	**تست Test**	**آموزش Train**	**تست Test**
1	RBF	10.01	456.6	0.176	-----	0.932	0.773	0.0387	0.0579
2	Lin	1.402	-----	4.5218	-----	0.807	0.608	0.0646	0.0832
3	Lin	5.432	-----	10.028	-----	0.890	0.718	0.0506	0.0628
4	Poly	0.031	0.532	0.498	3	0.866	0.746	0.0523	0.0575
5	Poly	0.701	789.8	12.06	3	0.931	0.903	0.0383	0.0373
6	RBF	1.241	1289	3.125	-----	0.956	0.918	0.0307	0.0338
7	RBF	17.04	10.37	0.345	-----	0.954	0.916	0.0314	0.0356



شکل ۳- مقایسه نتایج مدل ماشین بردار پشتیبان با مقادیر مشاهده‌ای، مرحله شبیه‌سازی.

Figure 3- Compare the results of the SVM model with actual values, the SimulationStep

نتایج حاصل از مدل‌سازی با مدل ترکیبی ماشین بردار پشتیبان-موجک به ازای توابع موجک مختلف برای درجه تجزیه‌های مختلف در جدول (۴) ارائه شده است. با توجه به جدول (۴) مشاهده می‌شود که درجه تجزیه ۲ دارای بهترین عملکرد بوده است در این ساختار برتر از کرنلRBF با ضریب همبستگی ۰/۹۷ و جذرمیانگین مربعات خطای شبیه‌سازی ۰/۰۲۱۰ استفاده شده است. نتایج حاصل از مدل-سازی این ساختار برتر برای داده‌های شبیه سازی در شکل‌های (۴) ارائه شده است.

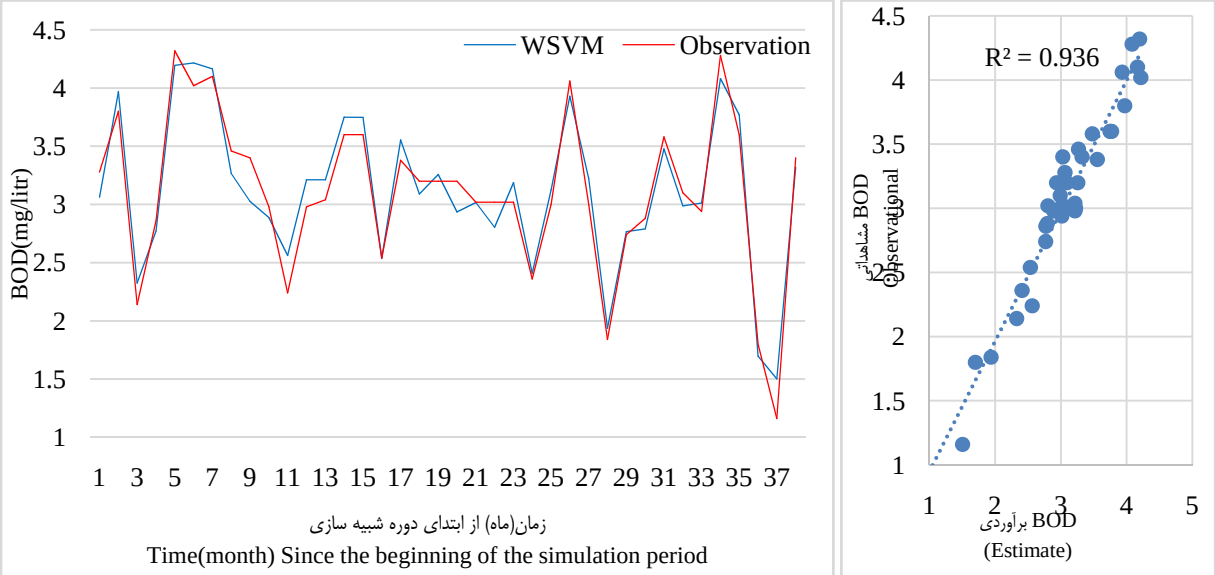
با بررسی شکل (۴) این نتیجه حاصل می‌شود که عملکرد مدل در مرحله شبیه‌سازی مناسب بوده و از این مدل می‌توان جهت پیش‌بینی مقادیر آتی استفاده نمود.با توجه به جدول (۴) در تمامی سطوح تجزیه، برای مدل ماشین بردار پشتیبان-موجک، تابع موجک Db2 عملکرد بهتری داشته و به عنوان موجک برتر شناخته می‌شود و می‌توان از آن برای پیش‌بینی مقدار BOD استفاده نمود.

نکته مهمی که بایستی بدان توجه داشت این است که در روش ترکیبی، استفاده از درجات تجزیه بالای سری زمانی BOD تأثیر چندانی در نتایج مطلوب نشان نداد و فقط زمان اجرای برنامه را طولانی‌تر ساخت و این به خاطر این بود است که هر چه درجه تجزیه بیشتر شود سیگنال به همان مقدار به بسامدهای بالاگذر و پایین گذر تجزیه می‌شود و دقت کار افزایش می‌یابد، اما از مرحله‌ای به بعد مقادیر بسامدها تقریباً ثابت باقی می‌مانند. به همین دلیل باید درجه تجزیه مناسب انتخاب گردد و همیشه افزایش درجات مناسب نخواهد بود.

جدول ٤- بهترین ساختار مدل ماشین بردار پشتیبان-موجک

Table 4- The Best Structure in WSVMModel

نوع موجک مادر Mother Wavelet Type	درجه تجزیه Decomposition Level	پارامترهای مدل Model Parameters					ضریب همبستگی R		جذر میانگین مربعات خطا RMSE	
		Kernel	**Gama**	**Sin2**	**B**	**P-Degree**	**آموزش Train**	**شبیه‌سازی Simulate**	**آموزش Train**	**شبیه‌سازی Simulate**
Db2	1	RBF	3.399	6.129	3.875	-----	0.97	0.96	0.0264	0.0245
	2	RBF	1.564	1.098	-0.801	-----	0.98	0.97	0.0188	0.0210
	3	Lin	0.867	-----	0.1216	-----	0.98	0.97	0.0208	0.0240
Db7	1	Lin	7120	-----	0.916	-----	0.97	0.95	0.0255	0.0264
	2	RBF	0.543	1.327	-0.924	-----	0.97	0.96	0.0236	0.0243
	3	Poly	1295	0.121	10.81	3	0.97	0.95	0.0274	0.0260
Sym4	1	Lin	3.187	-----	3.101	-----	0.97	0.92	0.0242	0.0322
	2	RBF	3.234	7.890	0.129	-----	0.97	0.94	0.0245	0.0329
	3	Poly	1232	1.645	-0.830	3	0.97	0.93	0.0275	0.0303
Haar	1	Poly	31.45	1.021	1.651	4	0.98	0.95	0.0243	0.0273
	2	RBF	0.483	2.743	6.855	-----	0.97	0.96	0.0254	0.0257
	3	Lin	1.857	-----	3.406	-----	0.98	0.95	0.0204	0.0255



شکل ٤- مقایسه نتایج مدل ماشین بردار پشتیبان-موجک با مقادیر مشاهده‌ای، مرحله شبیه‌سازی.

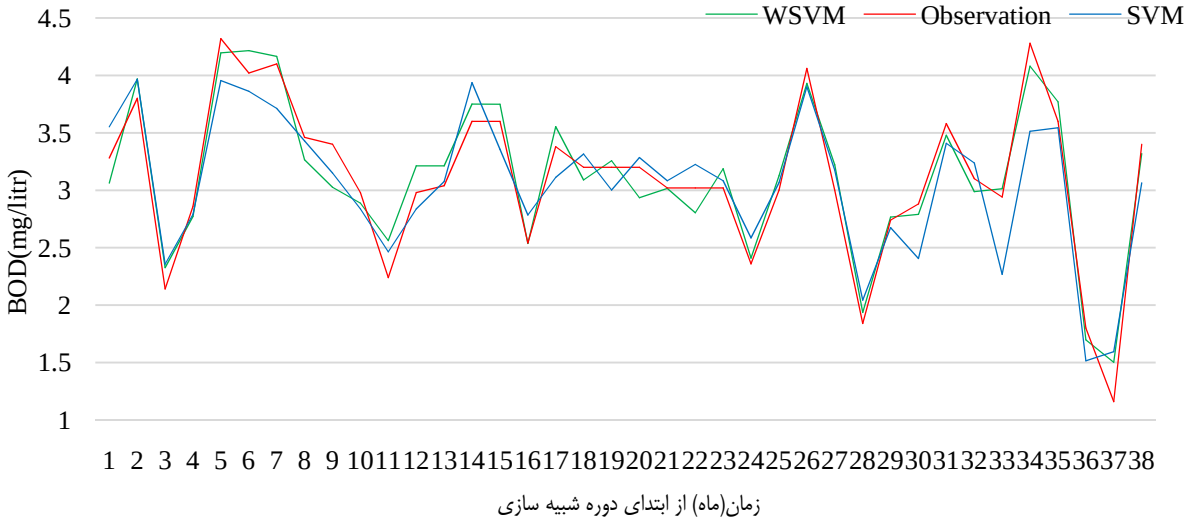
Figure 4- Compare the results of the WSVM model with actual values, the Simulation Step

با توجه به جداول و نتایج حاصل مشخص شد که تجزیه مرتبه بالا اگر چه دقت محاسبات در آموزش مدل را بالا می‌برد ولی نتیجه معکوس روی نتایج داده‌های شبیه‌سازی شده دارد. بنابراین نیاز به استفاده از درجات بالای تجزیه نمی‌باشد زیرا فرکانس‌های BOD در مقیاس زمانی معین ماهانه می‌باشد که با انتخاب حداکثر درجه تجزیه ۳ این مهم بدست می‌آید.

با بررسی ساختارهای برتر دو مدل ماشین بردار پشتیبان و ماشین بردار پشتیبان-موجک مشخص می‌شود که مدل ترکیبی ماشین بردار پشتیبان-موجک دارای عملکرد بهتری بوده و از نظر بررسی تمامی معیارهای ارزیابی نسبت به ماشین بردار پشتیبان دارای عملکرد بهتری است. شکل (۵) نتایج حاصل از مدل‌های استفاده شده را در مرحله شبیه‌سازی نشان می‌دهد. با توجه به این شکل معلوم است که عملکرد مدل ترکیبی ماشین بردار پشتیبان-موجک بهتر بوده چون مقادیر برآوردی با این مدل به مقادیر مشاهداتی نزدیک‌تر می‌باشد.

بنابراین مدل ترکیبی نسبت به مدل ماشین بردار پشتیبان بهتر بوده و این به دلیل این است که قبل از ورود داده‌ها به مدل روی داده‌ها پردازش صورت گرفته و داده‌ها دسته‌بندی شده و با فرکانس های مختلف وارد مدل ماشین بردار پشتیبان شده است. این موضوع را می‌توان از روی مقایسه مقادیری که برای ضریب همبستگی چه در مرحله آموزش و چه در مرحله شبیه‌سازی داده‌ها بدست می‌آید، یافت.

مقایسه نتایج حاصل از مدل‌های مختلف در جدول (۵) ارائه شده است.



شکل ۵- مقایسه مدل‌های استفاده شده در این تحقیق

Figure 5-Comparison of models used in this study

با توجه به جدول فوق و مقایسه مدل‌های ماشین بردار پشتیبان و ماشین بردار پشتیبان-موجک مشاهده می‌شود که تبدیل موجک حدود ۵ درصد افزایش ضریب همبستگی را موجب شده است. همچنین با توجه به پارامتر جذر میانگین مربعات خطا نیز مشاهده می‌شود که مدل ترکیبی ماشین بردار پشتیبان-موجک دارای جذر میانگین مربعات خطای شبیه‌سازی کمتر بوده و در نتیجه عملکرد بهتری داشته است. براساس معیار آکائیک که در آن هر مدلی که معیار آکائیک کمتری داشته باشد مدل برتر شناخته می‌شود لذا براساس این معیار مشاهده می‌شود که باز مدل ترکیبی ماشین بردار پشتیبان-موجک دارای معیار آکائیک کمتر بوده و به عنوان مدل برتر شناخته می‌شود. با بررسی ساختارهای مختلف مشخص شد که از بین کرنل‌های مختلف، کرنل نوع RBF دارای بهترین عملکرد بوده است.

جدول ۵- مقایسه مدل‌های استفاده شده در این تحقیق

.Table 5- Comparison of models used in this study

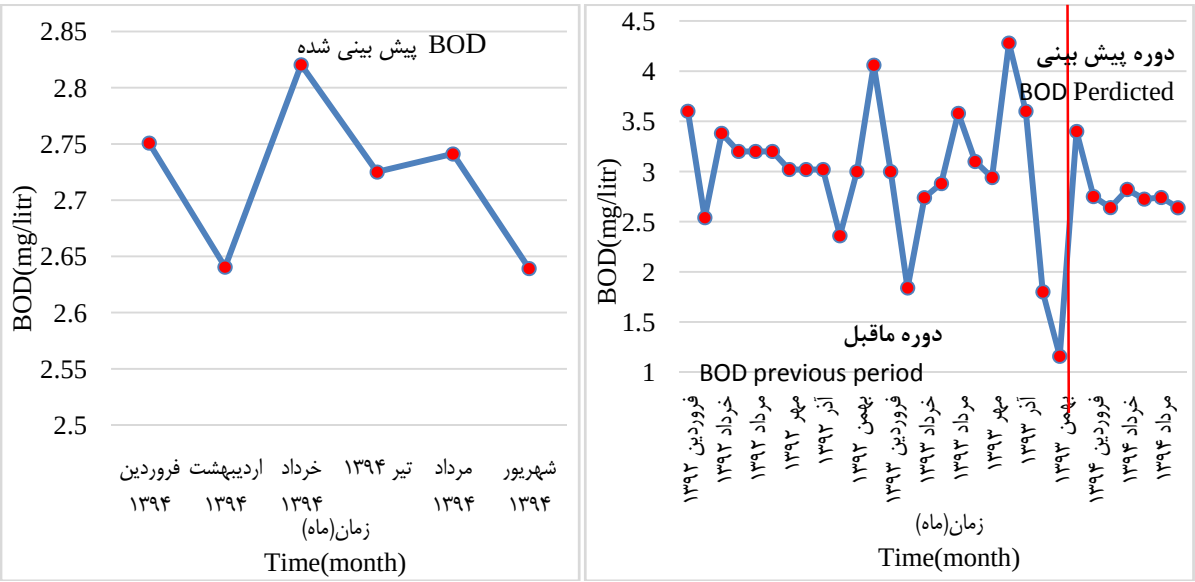
مدل Model	ضریب همبستگی R		جذر میانگین مربعات خطا RMSE		معیار اطلاعاتی آکائیک AIC	
	آموزش Train	تست Test	آموزش Train	تست Test	آموزش Train	تست Test
SVM	0.956	0.918	0.0307	0.0338	202.13	48.90
WSVM	0.984	0.968	0.0188	0.0210	182.32	29.65

پیش‌بینی BOD برای یک دوره شش ماهه با مدل برتر

بعد از بررسی مدل‌های مختلف مشخص شد که مدل ترکیبی ماشین بردار پشتیبان-موجک مدل برتر بوده به همین دلیل با تعیین بهینه پارامترهای این مدل اقدام به پیش‌بینی BOD شد. نتایج پیش‌بینی BOD از فروردین ۱۳۹۴ تا شهریور ۱۳۹۴ در شکل (۶) ارائه شده است. برای بررسی روند تغییر BOD در شکل (۶) مقادیر BOD از فروردین ۱۳۹۲به بعد آورده شده است. بررسی شکل (۶) نشان می‌دهد که فصول پاییز و زمستان نوسانات مقدار BOD بیشتر بوده و این به دلیل بارندگی و تغییرات دبی رودخانه می‌باشد، چون با تغییرات بارندگی و تغییرات دبی مقدار BOD نیز دچار تغییرات می‌شود.

با توجه به اینکه مطالعه‌ای مانند این مطالعه مبنی بر استفاده از ترکیب SVM و موجک برای پیش‌بینی BOD صورت نگرفته است امکان مقایسه نتایج وجود نداشته است ولی در موارد مشابه که از مدل‌های دیگر استفاده شده است می‌توان به این مطلب اشاره کرد که

نتایج این مطالعه با نتایج علیزاده و همکاران (۹) مبنی بر افزایش دقت مدل به خاطر استفاده از تبدیل موجک همخوانی دارد.



شکل٦-پیش‌بینی و بررسی روند BOD(از فروردین ۱۳۹۲ تا شهریور ۱۳۹٤)

Figure 6-The Forecast and Examine BOD Trend (of April 2013 to September 2015)

نتیجه‌گیری کلی

در این تحقیق از مدل‌ماشین بردار پشتیبان برای پیش‌بینی BODدر رودخانه کارون در دوره زمانی ماهانه استفاده شد. بعد از استفاده از تبدیل موجک و تجزیه نمودن سیگنال اصلی به زیرسیگنال‌هایی، از روش تجزیه به مولفه‌های اصلی (PCA) استفاده شد و مولفه‌های مهم به عنوان ورودی به مدل ماشین بردار پشتیبان استفاده شد تا مدل ترکیبی ماشین بردار پشتیبان-موجک حاصل گردد. با بررسی و استفاده از تمامی پارامترهای مؤثر از توابع موجک گرفته تا کرنل‌ها و دیگر پارامترهای مدل ماشین بردار پشتیبان سعی شد مدل‌سازی در بهترین وضعیت صورت گرفته تا بتوان مقایسه‌ها در بهترین حالت ممکن انجام شوند. ترکیب مدل ماشین بردار پشتیبان با آنالیز موجک یک ایده نو برای به وجود آمدن شبکه‌هایی توانمندتر می‌باشد پردازش داده‌های سری زمانی با آنالیز موجک باعث می‌شود که نقش و میزان تأثیر هر پارامتر در خروجی مدل‌ماشین بردار پشتیبان به طور واضح بررسی گردد. همچنین تبدیل داده‌ها از حوزه زمان به حوزه فرکانسی با استفاده از تبدیل موجک این امکان را فراهم می‌آورد که در بررسی روند رخداد یک پدیده به این مهم که در هر بازه زمانی چه فرکانس‌هایی رخ می‌دهد دست یافت، و با استفاده از این مهم دوره بازگشت رخداد یک پدیده را به دست آورد و الگوی زمانی رفتار آن پدیده را پیش‌بینی نمود.

یکی از نکات مهم و اساسی در مورد انتخاب موجک مادر، طبیعت رخداد پدیده و نوع سری زمانی آن می‌باشد. لذا الگوهایی از توابع موجک مادر که بتوانند به لحاظ شکل هندسی به خوبی بر منحنی سری زمانی منطبق شوند بهتر می‌توانند عمل نگاشت را انجام دهند و به تبع نتایج بهتری را در بر خواهند داشت. در این تحقیق با توجه به آزمایش موجک‌های مختلف و توجه به نکته بالا، نتایج حاکی از آن است که موجک‌های Db2 و Db7 دارای جواب‌های مناسبی می‌باشند. ضریب همبستگی برای داده‌های آموزشی و شبیه‌سازی در مدل ترکیبی نسبت به مدل ماشین بردار پشتیبان بیشتر بوده که این موضوع بیانگر دقت روش ترکیبی می‌باشد. مقایسه نتایج حاصل از مدلسازی ماهانه حاکی از این است که استفاده از تبدیل موجک در حالت ماهانه، باعث افزایش ۵ درصدی عملکرد شده است.

بررسی ساختارهای مختلف و آنالیز حساسیت نشان داد که از بین پارامترهای استفاده شده در این تحقیق پارامتر BOD دارای بیشترین اهمیت و سپس پارامترهای جریان، DO و دما در مرحله بعدی اهمیت قرار دارند. یعنی اینکه BOD بیشترین تأثیر و دما کمترین تأثیر را دارند.همچنین از بین کرنل‌های مختلف کرنل نوع RBF دارای بهترین عملکرد بوده است.

منابع

1. Streeter H.W., Phelps E.B. 1925. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River, III.Factors concerned in the phenomen a of oxidation andreaeration. Bulletin 146 Public Health Service,Washington,DC,USA.
2. Liu l., Deng L., Yong D., Dong S. 2011. Native biofilm cultured under controllable condition and used in mediated method for BOD measurement. Talanta,84:895-9.
3. Kunwar P., Singh A., Amrita M., Gunja J. 2009. Artificial neural network modeling of the river water quality-A case study. Ecol Model, 220(8):88-95.
4. Xiang S.L., Liu Z.M., Ma L.P. 2006. Study of multivariate linear regression analysis model for ground water quality prediction. Guizhou Science, 24:60-2.
5. Wu H.J., Lin Z.Y., Guo S.L. 2000. The application of artificial neural networks in the resources and environment. Resour Environ Yangtze Basin, 9:237-41.
6. Kisi O. 2008. Stream flow forecasting using neuro-wavelet technique. Hydrological Processes, 22: 4142–52.
7. Nourani V., Kisi Ö., Komasi M. 2011. Two hybrid Artificial Intelligence approaches for modeling rainfall–runoff process. Journal of Hydrology, 402:41–59.
8. Nourani V., Komasi M., Mano A. 2009. A Multivariate ANN-Wavelet Approach for Rainfall–Runoff Modeling. Water Resource Management, 23:2877–94.
9. Alizadeh M.J., Kavianpour M.R. 2015. Development of wavelet-ANN models to predict water quality parameters in Hilo Bay, Pacific Ocean. Marine Pollution Bulletin, 98(1–2):171-8.
10. Solgi A., Nourani V., Pourhaghi A. 2014. Forecasting Daily Precipitation Using Hybrid Model of Wavelet-Artificial Neural Network and Comparison with Adaptive Neuro Fuzzy Inference System (Case Study: Verayneh Station, Nahavand). Advances in Civil Engineering,1-12.
11. Christos S.A., John N.E.P., Vassilios A.T. 2008. An artificial neural network model and design equations for BOD and COD removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands. Chemical Engineering Journal,143(1–3):96-110.
12. Najah A., Elshafie A., Karim O., Jaffar O. 2009. Prediction of Johor river water quality parameters using artificial neural networks. European Journal of Scientific Research, 28(4):22-35.
13. Asadollahfardi G., Taklify A., and Ghanbari A. 2012. Application of Artificial Neural Network to Predict TDS in Talkheh Rud River. Journal of Irrigation and Drainage Engineering(ASCE),138(20):363-370.
14. Wen X., Fang J., Diao M., Zhang C. 2013. Artificial neural network modeling of dissolved oxygen in the Heihe River, Northwestern China. Environmental monitoring and assessment, 185(5):4361-71.
15. Parmar K.S., Bhardwaj R. 2013. Wavelet and statistical analysis of river water quality parameters. Applied Mathematics and Computation, 219:10172-82.
16. Jouanneau S., Recoules L., Durand M.J., Boukabache A, .Picot V., Primault Y.2014. Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. Water Research, 49:62-82.
17. Najah A., Shafie A.E., Kari O.A., Amr H., Shafie E. 2014. Performance of ANFIS versus MLP-NN dissolved oxygen prediction models in water quality monitoring. Environmental Science and Pollution Research, 21(3):1658-70.
18. Ahmed A.A.M., Shah S.M.A. 2015. Application of adaptive neuro-fuzzy inference system (ANFIS) to estimate the biochemical oxygen demand (BOD) of Surma River. Journal of King Saud University - Engineering Sciences.
19. Deng W., Wang G., Zhang X. 2015. A novel hybrid waterquality time series prediction method based on cloud model and fuzzy forecasting. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 149(Part A):39-49.
20. Olyaie E., Banejad H., Samadi M.T, Rahmani A.R, and Saghi M.H. 2010. Performance Evaluation of Artificial Neural Networks for Predicting Rivers Water Quality Indices (BOD and DO) in Hamadan Morad Beik River. water and soil science, 20.1 (3): 200-210(in Persian with English abstract).
21. Parmar K.S., Bhardwaj R. 2012. Analysis of Water Parameters Using Daubechies Wavelet (Level 5) (Db5). American Journal of Mathematics and Statistics, 2(3): 57-63.
22. Riad S., Mania J., Bouchaou L., Najjar Y. 2004. Rainfall-runoff model usingan artificial neural network approach. Mathematical and Computer Modelling, 40(7–8): 839-46.
23. Solgi A. 2014. Stream flow forecasting using combined Neural Network Wavelet model and comparsion with Adaptive Neuro Fuzzy Inference System and Artificial Neural Network methods (Case Study: Gamasyab River, Nahavand). MSc. Shahid Chamran University of Ahvaz, Iran (in Persian with English abstract).
24. Cortes C., Vapnik V. 1995.Support-VectorNetworks. Machine Learning, 20:273-95.
25. Sujay Raghavendra N., Paresh Chandra D. 2014. Support vector machine applications in the field of hydrology: A review. Applied Soft Computing,19(0):372-86.
26. Schölkopf, B., A. Smola and K.R. Müller. 2005. Kernel principal component analysis. Lecture Notes in Computer Science. 1327: 583-588.
27. Schölkopf, B. and A.J.Smola. 2002. Learning with Kernels. MIT Press, Cambridge, MA.

28. Grossmann A., Morlet J. 1984. Decomposition of hardy function into square integrable wavelets ofconstant shape. SIMA Journal on Mathematical Analysis (SIMA), 5:723-36.
29. Mallat S.G. 1998. A wavelet tour of signal processing. 2, editor: San Diego. 557 p.
30. Fofola-Georgiou E., Kumar P. 1995. Wavelet in geophysiscs.New York: Academic Press.
31. Hutcheson G., and Nick S.1999. The multivariate social scientist: Introductory statistics using generalized linear models. Thousand Oaks, CA,Sage Publications.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 86-100

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین –اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۰۰-۸۶

Modeling and Forecast Biological Oxygen Demand (BOD) using Combination Support Vector Machine with Wavelet Transform

A. Solgi[*1]- A. Pourhaghi[2]- H. Zarei[3]- H. Ansari[4]
Received:30-12-2015
Accepted:25-04-2016

Introduction: Chemical pollution of surface water is one of the serious issues that threaten the quality of water. This would be more important when the surface waters used for human drinking supply. One of the key parameters used to measure water pollution is BOD. Because many variables affect the water quality parameters and a complex nonlinear relationship between them is established conventional methods can not solve the problem of quality management of water resources. For years, the Artificial Intelligence methods were used for prediction of nonlinear time series and a good performance of them has been reported. Recently, the wavelet transform that is a signal processing method, has shown good performance in hydrological modeling and is widely used. Extensive research has been globally provided in use of Artificial Neural Network and Adaptive Neural Fuzzy Inference System models to forecast the BOD. But support vector machine has not yet been extensively studied. For this purpose, in this study the ability of support vector machine to predict the monthly BOD parameter based on the available data, temperature, river flow, DO and BOD was evaluated.

Materials and Methods: SVM was introduced in 1992 by Vapnik that was a Russian mathematician. This method has been built based on the statistical learning theory. In recent years the use of SVM, is highly taken into consideration. SVM was used in applications such as handwriting recognition, face recognition and has good results. Linear SVM is simplest type of SVM, consists of a hyperplane that dataset of positive and negative is separated with maximum distance. The suitable separator has maximum distance from every one of two dataset. So about this machine that its output groups label (here -1 to +1), the aim is to obtain the maximum distance between categories. This is interpreted to have a maximum margin. Wavelet transform is one of methods in the mathematical science that its main idea was given from Fourier transform that was introduced in the nineteenth-century. Overall, concept of wavelet transform for current theory was presented by Morlet and a team under the supervision of Alex Grossman at the Research Center for Theoretical Physics Marcel in France. After the parameters decomposition using wavelet analysis and using principal component analysis (PCA), the main components were determined. These components are then used as input to the support vector machine model to obtain a hybrid model of Wavelet-SVM (WSVM). For this study, a series of monthly of BOD in Karun River in Molasani station and auxiliary variables dissolved oxygen (DO), temperature and monthly river flow in a 13 years period (2002-2014) were used.

Results and Discussion: To run the SVM model, seven different combinations were evaluated. Combination 6 which was contained of 4 parameters including BOD, dissolved oxygen (DO), temperature and monthly river flow with a time lag have best performance. The best structure had RMSE equal to 0.0338 and the coefficient of determination equal to 0.84. For achieving the results of the WSVM, the wavelet transform and input parameters were decomposed to sub-signal, then this sub-signals were studied with Principal component analysis (PCA) method and important components were entered as inputs to SVM model to obtain the hybrid model WSVM. After numerous run this program in certain modes and compare them with each other, the results was obtained. One of the key points about the choice of the mother wavelet is the time series. So, the patterns of the mother wavelet functions that can better adapt to diagram curved of time series can do the mappings operation and therefore will have better results. In this study, according to different wavelet tests and according to the above note, four types of mother wavelet functions Haar, Db2, Db7 and Sym3 were selected.

Conclusions: Compare the results of the monthly modeling indicate that the use of wavelet transforms can increase the performance about 5%. Different structures and sensitivity analysis showed that the most important parameter which used in this study was parameter BOD, and then flow, DO and temperature were important. This means that the most effective BOD and temperature with minimum impact. Also between different kernels

1, 2 and 3- Ph.D. Students and Assistant Professor, Department of Water Resources Engineering, Faculty of Water Sciences, ShahidChamran University of Ahvaz, Iran, Respectively
(*- Corresponding Author Email: A-solgi@phdstu.scu.ac.ir)
4- Ph.D. Student, Department of Water Resources Engineering, Faculty of Agriculture, Bu-Ali SinaUniversity, Hamedan, Iran

types, RBF kernel showed the best performance. So, combined wavelet with support vector machine is a new idea to predict BOD value in the Karun River.

Keyword: Forecast BOD, Hybrid Model, PCA, Karun River

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 101-111

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۱۱-۱۰۱

بررسی آزمایشگاهی ابعاد هندسی چاله آبشستگی در آبشکن‌های مختلف در قوس ۹۰ درجه در شرایط غیر مستغرق

سمیه رحیمی[1*] – سید محمود کاشفی پور[2]– محمود شفاعی بجستان[3] – احمد فتحی[4]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۱/۲۱
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۵/۲۴

چکیده

به دلیل وجود جریان‌های ثانویه در انحناء رودخانه، دیواره خارجی در پیچ همواره در معرض تخریب و فرسایش می‌باشد. روش‌های متعددی جهت مقابله با فرسایش قوس خارجی وجود دارد که یکی از ساده‌ترین و در عین حال اقتصادی‌ترین این روش‌ها استفاده از آبشکن می‌باشد. آبشکن به عنوان مانعی در مسیر جریان با کاهش سرعت و ایجاد گردابه‌های افقی در بین آبشکن‌ها باعث رسوبگذاری و حفاظت دیواره آبراهه می‌گردد. از طرفی این گردابه‌ها باعث افزایش تنش برشی شده و افزایش فرسایش و آبشستگی را در اطراف آبشکن به خصوص در دماغه به همراه خواهد داشت. در این تحقیق به بررسی هندسه چاله آبشستگی پیرامون آبشکن‌های نفوذپذیر، نفوذناپذیر و باندال‌لایک[5] که به صورت ترکیبی از آبشکن نفوذپذیر و نفوذناپذیر می‌باشد، در قوس ۹۰ درجه ملایم و در شرایط غیر مستغرق پرداخته شده است. برای این منظور در یک فلوم قوسی ۹۰ درجه و ملایم (نسبت شعاع قوس به عرض کانال برابر ۴) و دارای بستر رسوبی با قطر متوسط ۱/۵ میلی‌متر و در شرایط آب زلال، آزمایش‌ها طراحی و انجام شد. بازه تغییرات عدد فرود در آزمایش‌های انجام شده بین ۰/۲۲ تا ۰/۲۹ متغیر می‌باشد. نتایج بیانگر این بود که با افزایش درصد نفوذپذیری میزان حداکثر ابعاد چاله آبشستگی کاهش می‌یابد. ضمنا افزایش عدد فرود جریان باعث افزایش ابعاد چاله آبشستگی شده که این تاثیر در آبشکن های نفوذپذیر و باندال لایک کمتر بوده است.

واژه‌های کلیدی: باندال لایک، حفاظت دیواره رودخانه، قوس آبراهه

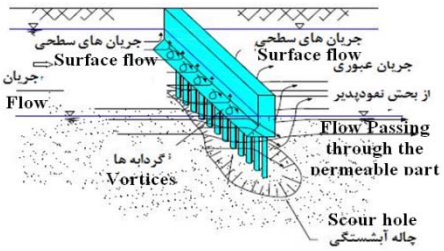
مقدمه

جریان در رودخانه‌ها و مجاری باز در مسیر حرکت خود علاوه بر عبور از مسیرهای مستقیم ملزم به گذر از مسیرهایی با انحناهای مختلف می‌باشد. از مشخصه‌های بارز جریان در قوس رودخانه، وجود جریان ثانویه است که تاثیر به سزایی در الگوی جریان و شکل‌گیری بستر رودخانه دارد. با توجه به هیدرولیک جریان در خم رودخانه‌ها، قوس خارجی همواره تحت تأثیر بردارهای شدید سرعت بوده و دچار فرسایش می‌گردد و در قوس داخلی رسوبگذاری اتفاق می‌افتد. یکی از وظایف مهم در مهندسی رودخانه حفاظت قوس خارجی از شروع و توسعه تخریب می باشد. یکی از روش‌های تثبیت ساحل در قوس خارجی رودخانه استفاده از آبشکن است ومعمولا با اهدافی نظیر کنترل سیلاب، حفاظت از سواحل رودخانه و بهبود شرایط کشتیرانی اجرا می‌گردد. با این حال، ساخت و نگهداری چنین سازه‌هایی با صرف هزینه و وقت زیاد همراه است.

سازه باندال‌لایک یک جاگزین کم هزینه برای آبشکن‌های مرسوم تلقی می‌شود. این سازه به طور معمول به منظور بهبود بخشیدن به شرایط کشتیرانی در بنگلادش نزدیک به شبه قاره هند استفاده می‌گردد. باندال‌لایک‌ها با استفاده از ساقه‌های بامبو یا قطعه‌های چوب ساخته شده و روش ساخت این سازه‌ها در مقایسه با آبشکن‌های نفوذناپذیر که معمولا از مصالح گران قیمت نظیر بتن ساخته می‌شوند بسیار ساده‌تر می‌باشد. سازه باندال‌لایک به صورت ترکیبی از دو قسمت نفوذپذیر و نفوذناپذیر می‌باشد. که قسمت بالایی آن (بخش نفوذناپذیر) جریان نزدیک سطح آب (جریان با سرعت بالا) را به میانه رودخانه منتقل می‌نماید و باعث ایجاد جریان متلاطم چرخشی و گردابی در اطراف سازه خواهد گردید که شامل مؤلفه جریان رو به پایین وگردابه‌های نعل اسبی می‌باشد که عامل اصلی

۱، ۳، ۲ و ۴– به ترتیب دانشجوی دکتری، استادان و استادیار گروه سازه‌های آبی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز
(* نویسنده مسئول: Email: aes_rahimi@yahoo.com)
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.53009
5- Bandal-like

آبشستگی به حساب می‌آیند. قسمت پایینی سازه همانند یک آبشکن نفوذپذیر عمل کرده و امکان عبور خطوط جریان از میدان آبشکن را فراهم می‌نماید و باعث کاهش سرعت جریان در این قسمت می‌گردد.کاهش سرعت عبوری در این بخش تا اندازه‌ای ته‌نشینی رسوبات در پایین دست سازه را به دنبال خواهد داشت (شکل ۱). بدیهی است که عمق چاله فرسایشی به لحاظ نفوذپذیر بودن سازه (در بخش پایینی) در مقایسه با آبشکن‌های بسته به طور محسوسی کمتر است.



شکل ۱- الگوی جریان در اطراف سازه باندال‌لایک تراگوچی (۹)
Figure 1- Flow structure around the bandal-like, Teraguchi (9)

مطالعات انجام گرفته در خصوص سازه باندال‌لایک در مقایسه با سایر سازه‌های اصلاح کننده الگوی جریان اعم از: انواع آبشکن‌ها[1]، سرریز مستغرق[2]، صفحات مستغرق[3] وغیره محدود بوده و از طرف دیگر این مطالعات برای کانال‌ها یا آبراهه‌هایی در مسیرهای مستقیم انجام شده است.

اولین تحقیق در مورد بکارگیری سازه باندال‌لایک در مسیر مستقیم توسط رحمان و همکاران (۲) انجام گرفت. در ادامه رحمان و همکاران (۳، ۴ و ۵) مطالعات آزمایشگاهی در خصوص سازه باندال‌لایک تحت شرایط آبشستگی آب زلال و بستر زنده انجام دادند. در این تحقیق‌ها به بررسی الگوی آبشستگی و انتقال رسوبات در اطراف سازه باندال‌لایک با استفاده از مدل تحلیلی پرداختند و با استفاده از نتایج آزمایشگاهی مدل را از نظر صحت و دقت مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج این صحت سنجی نشان داد که تطابق خوبی بین داده‌های مدل و نتایج آزمایشگاهی وجود دارد. همچنین تجزیه تحلیل اطلاعات میدانی و تحقیقات آزمایشگاهی آنها نشان داد که الگوی جریان در اطراف این سازه در مقایسه با آبشکن‌های نفوذناپذیر متفاوت است. شارمین و همکاران (۷) بر روی جنبه‌های کاربردی این سازه و بررسی الگوی جریان و رسوبگذاری در نزدیک سازه، تحقیقات میدانی را انجام دادند. ژانگ و همکاران (۱۲) در تحقیقی مدل ریاضی ۳ بعدی جهت محاسبه انتقال رسوب معلق و الگوی جریان اطراف سازه باندال‌لایک را تهیه کردند. ژانگ و همکاران (۱۳) از نظر هیدرولیکی و مرفولوژیکی به بررسی آزمایشگاهی سازه باندال‌لایک واثر بخشی آن بر حفاظت ساحل در طول رودخانه جامونا در بنگلادش پرداختند و دریافتند این سازه می‌تواند به نحوه مؤثری رسوبگذاری در ساحل را افزایش دهد. تراگوچی و همکاران (۹ و۱۰) تحقیقات آزمایشگاهی و شبیه‌سازی عددی خود را در زمینه‌ی تاثیر این سازه بر روی مورفولوژی رودخانه در کانال اصلی انجام دادند. در این تحقیق خصوصیات الگوی جریان در اطراف این سازه به صورت مستغرق و غیر مستغرق، آبشستگی موضعی و حفاظت از سواحل در مقابل فرسایش مورد بررسی قرار گرفت هم‌چنین این نتایج با نتایج آزمایش‌هایی که برروی آبشکن نفوذپذیر و نفوذناپذیر انجام شده بود مورد مقایسه واقع شد. آزمایش‌های مربوط به تحقیق تراگوچی و همکاران (۹) در یک فلوم به طول ۱۰ متر، عرض ۰/۸ متر و ارتفاع ۰/۲۸ متر (عمق منطقه مورد آزمایش ۰/۴۵ متر) و دارای بستر رسوبی با قطر متوسط ذرات ۰/۸۳۵ میلی‌متر و با در نظر گرفتن زمان تعادل ۶ ساعت و در شرایط بستر زنده طراحی و اجرا شد. نتایج نشان داد این سازه در مقایسه با آبشکن‌های نفوذناپذیر چاله آبشستگی کوچک‌تری را ایجاد می‌کند همچنین به دلیل اینکه بخش پایینی سازه نفوذپذیر است رسوبات معلق از این بخش عبور کرده و در پایین‌دست سازه ته‌نشست می‌شوند. از این رو این سازه در رودخانه‌های آبرفتی می‌تواندکارایی خوبی در جهت حفاظت از سواحل و بستر رودخانه داشته باشد. در نهایت این محققین یک مدل سه بعدی جهت شبیه‌سازی جریان و آبشستگی در اطراف آبشکن ارائه کردند و توانستند توزیع سرعت و رسوبگذاری را اطراف سازه در دو حالت مستغرق و غیر مستغرق بررسی کنند. شجاعیان و همکاران (۸) تأثیر درصد نفوذپذیری برروی حداکثر عمق آبشستگی در اطراف سازه باندال‌لایک را در شرایط غیر مستغرق و در مسیر مستقیم مورد بررسی قرار دادند. در این مطالعه آزمایش‌ها در شرایط آب زلال و با در نظر گرفتن ۴ درصد نفوذپذیری (α) و ۴ دبی مختلف انجام گرفته است. در همه آزمایش‌ها طول آبشکن (L) و نسبت فاصله به طول آبشکن (S/L) ثابت و به ترتیب ۲۰ درصد عرض کانال و ۳ در نظر گرفته شده است. نتایج این تحقیق نشان داد که حداکثر عمق آبشستگی در اطراف آبشکن‌های نفوذناپذیر به مراتب بیشتر از آبشکن‌ها از نوع باندال‌لایک می‌باشد. آنها گزارش کرده‌اند که کمترین مقدار کاهش عمق نسبی آبشستگی در باندال‌لایک نسبت به آبشکن نفوذناپذیر ۳۴/۲ درصد می‌باشد که این مقدار کاهش در نفوذپذیری ۳۰ درصد و عدد فرود ۰/۲۴ اتفاق می‌افتد و بیشترین مقدار آن معادل۹۴/۸ درصد که در نفوذپذیری ۶۴ درصد و عدد فرود ۰/۱۸ رخ داده است.

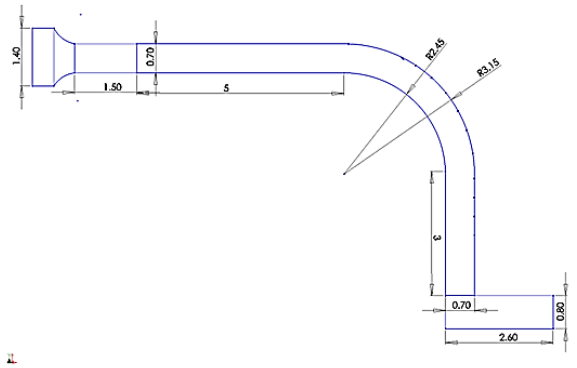
مطالعات گذشته بیانگر فقدان تحقیقات در مورد سازه باندال‌لایک مستقر در قوس است. در این مقاله به بررسی هندسه حفره آبشستگی پیرامون آبشکن‌های نفوذپذیر، نفوذناپذیر و باندال‌لایک در یک قوس

1- Spur dike
2- Bendway weir
3- Submerged Vanes

۹۰ درجه ملایم پرداخته شده است.

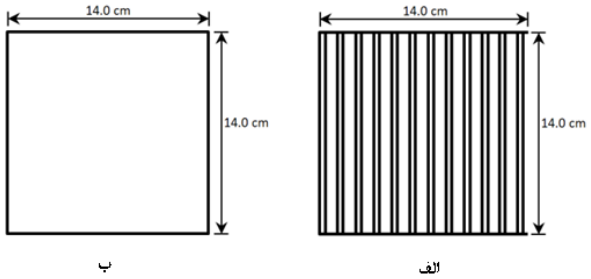
مواد و روش‌ها

آزمایش‌ها در کانالی با قوس ۹۰ درجه در آزمایشگاه مدل‌های فیزیکی دانشکده مهندسی علوم آب دانشگاه شهید چمران اهواز انجام گرفت. شکل ۲ پلان و هندسه قوس مورد نظر را نشان می‌دهد. این کانال از یک قسمت مستقیم به طول ۵ متر در بالادست و همچنین قسمت مستقیمی به طول ۳ متر در پایین‌دست تشکیل می‌شود که این دو مسیر مستقیم توسط قوس ۹۰ درجه به شعاع انحنای داخلی ۲/۴۵ و خارجی ۳/۱۵ متر به هم متصل گردیده است. نسبت شعاع متوسط قوس به عرض کانال (۰/۷ متر) برابر ۴ (قوس ملایم) و ارتفاع آن ۸۰ سانتی‌متر است. کف کانال از رسوباتی با D_{50} معادل ۱/۵ میلی‌متر و انحراف معیار ۱/۲۲ پوشیده شده است. دبی جریان به وسیله یک دبی سنج اولتراسونیک اندازه‌گیری و کنترل می‌گردید. برای کنترل عمق جریان از یک دریچه کشویی که در انتها کانال نصب گردیده استفاده شد. بخش نفوذناپذیر آبشکن‌ها از جنس پلکسی گلاس با ضخامت ۱۰ میلی‌متر و برای ساخت قسمت نفوذپذیر از مفتول‌هایی به قطر ۴ میلی‌متر استفاده شد. به منظور بهبود عملکرد سازه باندال‌لایک در مرز بین قسمت نفوذپذیر و نفوذناپذیر یک صفحه از جنس چوب و با زاویه ۳۰ درجه نسبت به محور عمودی قرار گرفته است. طول آبشکن (L) معادل ۱۴ سانتی‌متر یعنی ۲۰ درصد عرض مقطع انتخاب گردید (شکل ۳ و ۴). به منظور بررسی ابعاد هندسی چاله آبشستگی از ۵ سری آبشکن (نفوذناپذیر ،نفوذپذیر با درصد نفوذپذیری ۳۳ و ۶۴ درصد و باندال‌لایک با درصد نفوذپذیری ۳۳ و ۶۴ درصد) استفاده گردید. در این تحقیق زاویه استقرار محور آبشکن نسبت به جهت جریان اصلی ۹۰ درجه و نسبت (S/L) (S فاصله بین دو آبشکن)، ۴ در نظر گرفته شده است.



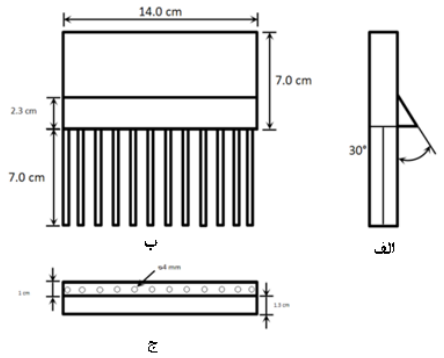
شکل ۲- پلان مدل فیزیکی مورد استفاده (ابعاد بر حسب متر)

Figure 2- Plan view of the physical model (Dimensions in meters)



شکل ۳- نمای سازه‌های مورد استفاده در تحقیق حاضر الف: آبشکن نفوذپذیر ب: ابشکن نفوذناپذیر

Figure 3- Details of structures used in this study (right: permeable spur dike; left: impermeable spur dike)



شکل ٤- نمای سازه باندال‌لایک الف: نمای جانبی، ب: نما از جلو،ج: پلان

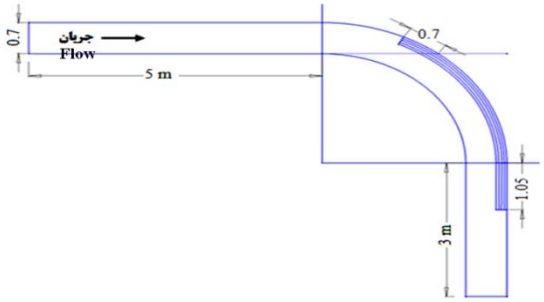
Figure 4- Details of bandal-like structure (left top: front view; left bottom: top view; right: side view)

در تمامی آزمایش‌ها شرایط آب زلال حاکم بود. به منظور تعیین زمان تعادل یک آزمایش طولانی مدت با بازه زمانی بیش از ۱۱ ساعت انجام پذیرفت. نظر به اینکه بیش از ۹۰ درصد آبشستگی در ۳ ساعت ابتدایی آزمایش اتفاق افتاد، لذا مدت زمان انجام هر آزمایش ۳ ساعت در نظر گرفته شد. در ابتدای هر آزمایش با استفاده از یک ارابه متحرک، بستر کانال مسطح می‌گردید. از آنجا که سرعت اولیه جریان ممکن بود باعث آبشستگی شدید اطراف آبشکن‌ها گردد، دریچه کشوئی انتهای فلوم کاملاً بسته شده، وجریان با دبی کم و به آرامی به داخل فلوم منتقل می‌گردید. پس از بالا آمدن سطح آب در کانال، به صورت تدریجی جریان تا دبی مورد نظر افزایش می‌یابد. پس از تنظیم دبی، عمق مورد نظر (یعنی ۱۴ سانتیمتر، که در تمامی آزمایش‌ها ثابت می‌باشد) توسط دریچه کشوئی انتهای فلوم تنظیم می‌گردید. در انتهای آزمایش نیز با خاموش کردن پمپ، جریان به صورت تدریجی از کانال خارج و زهکشی کانال به طور کامل انجام می‌پذیرفت سپس توپوگرافی بستر با استفاده از متر لیزری مدل *Leica Disto A5* برداشت می‌گردید. در آزمایش ها ۴ دبی با مقادیر ۲۵، ۲۷، ۳۰ و ۳۳ لیتر بر ثانیه که به ترتیب متناظر با عددهای فرود

۰/۲۲، ۰/۲۴، ۰/۲۶ و ۰/۲۹ می باشند، اعمال گردید.

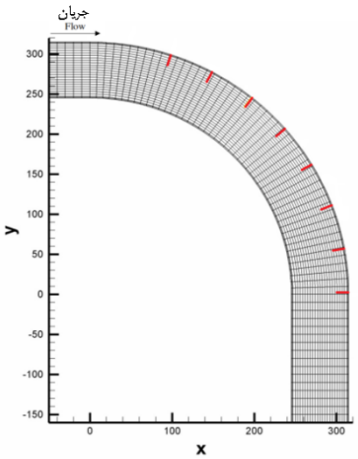
نتایج و بحث

استاندارد معرفی شده توسط USACE[1] (۱۱) که جهت محافظت از سواحل در مئاندرها ارائه شده، می‌تواند گزینه مناسبی جهت آرایش آبشکن‌ها در قوس تلقی شود. بر همین اساس در تحقیق حاضر محدوده فرسایش‌پذیر در قوس ۹۰ درجه بصورت شکل ۵ می‌باشد و با توجه به این که نسبت (S/L) برابر با ۴ تعیین شده در نتیجه تعداد آبشکن‌های به کار رفته در هر آزمایش برابر با ۸ عدد می‌باشد که موقعیت قرارگیری آبشکن‌ها در شکل ۶ نشان داده شده است.



شکل ۵ - محدوده فرسایش‌پذیر در قوس ۹۰ درجه (ابعاد بر حسب متر می‌باشند)

Figure 5- Extent of protection required at a 90 degree bend (Dimensions in meters)



شکل ٦ – موقعیت قرارگیری آبشکن‌ها در قوس ۹۰ درجه (ابعاد برحسب سانتی‌متر می‌باشد)

Figures 6- Positions of spur dikes at a 90 degree bend (Dimensions in centimeters)

به منظور بررسی چگونگی تغییرات ابعاد آبشستگی، در هر آزمایش آبشکنی که بیشترین میزان آبشستگی در اطراف آن شکل گرفته بود، به عنوان آبشکن حساس و بحرانی در نظر گرفته شد. جدول ۱ محل قرارگیری آبشکن بحرانی را در هر آزمایش نشان می‌دهد. علت این پدیده این است که در مقطع انتهایی قوس عمق آب که بر اثر نیروی گریز از مرکز در قوس خارجی افزایش یافته، می‌خواهد به حالت مسیر مستقیم برگردد، لذا کاهش یافته و سبب منفی شدن گرادیان طولی فشار می‌گردد، بنابراین سرعت در نزدیکی دیوارهٔ خارجی افزایش یافته و پروفیل سرعت، حالت تندتری به خود می‌گیرد. در نتیجه، دو عامل جریان ثانویه و گرادیان طولی فشار در این حالت به عنوان عوامل همسو عمل کرده و باعث افزایش بیشتر سرعت در ناحیهٔ نزدیک دیوارهٔ خارجی می شوند بنابراین در این ناحیه تنش برشی افزایش می‌یابد که نشان‌دهنده پتانسیل بالای آبشستگی و تخریب دیواره‌ها در دیواره خارجی و همچنین قسمت مستقیم پایین‌دست است این موضوع نتایج تحقیقات فضلی و همکاران (۱) و همچنین شاکر و کاشفی پور (۶) را تأیید می‌نماید. بعد از مشخص شدن آبشکن بحرانی ابعاد چاله آبشستگی در اطراف آن‌ها مورد بررسی قرار گرفت. در شکل ۷ نمایی شماتیک از ابعاد چاله آبشستگی نشان داده شده است. در این شکل l بیان کننده کشیدگی چاله آبشستگی و w عرض چاله آبشستگی را نشان می‌دهد.

شکل (۸) اثر نوع آبشکن را بر تغییرات حداکثر عمق آبشستگی نسبی نشان می‌دهد. محور افقی نمودار عدد فرود جریان و محور عمودی نسبت بی‌بعد حداکثر عمق آبشستگی به عمق جریان می‌باشد.

با توجه به شکل ۸ مشخص است که با افزایش عدد فرود میزان حداکثر عمق آبشستگی در هر پنج نوع سازه افزایش می‌یابد. دلیل این امر آن است که با زیاد شدن عدد فرود سرعت جریان بیشتر شده و در نتیجه تنش برشی اعمالی از طرف جریان افزایش و عمق آبشستگی نیز افزایش می‌یابد. همچنین ملاحظه می‌گردد که حداکثر عمق آبشستگی در آبشکن‌های نفوذناپذیر به مقدار قابل توجهی بیشتر از آبشکن‌های نفوذپذیر و باندال‌لایک می‌باشد دلیل این افزایش را می‌توان این گونه توجیه کرد که در آبشکن‌های نفوذناپذیر، جریان پس از برخورد به دیواره آبشکن و تبدیل انرژی سرعتی به فشاری به سمت پایین (بستر) حرکت کرده و پس از برخورد به بستر و ایجاد گردابه های نعل اسبی و برخاستگی و در نتیجه ایجاد گردابه های حلزونی باعث شسته شدن رسوبات در این ناحیه می‌شود. با افزایش درصد نفوذپذیری در آبشکن‌های نفوذپذیر و باندال‌لایک مقدار حداکثر عمق آبشستگی نسبی کاهش یافته است. علت این امر این است که بخشی از جریان از میدان تأثیر آبشکن عبور کرده و باعث کاهش قدرت گردابه ها می گردد. میزان حداکثر عمق آبشستگی نسبی در آبشکن باندال‌لایک و نفوذپذیر به هم نزدیک می‌باشد، که نشان دهنده تأثیر قسمت نفوذپذیر آبشکن باندال‌لایک در کاهش میزان حداکثر آبشستگی است.

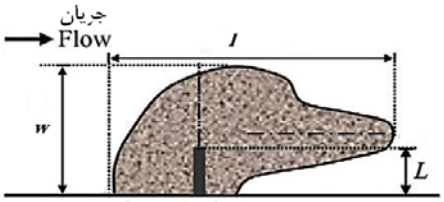
1 - U.S. Army Corps of Engineers

مقدار کاهش عمق آبشستگی نسبی در آبشکن‌های نفوذپذیر و باندال‌لایک به ترتیب نسبت به آبشکن نفوذناپذیر در اعداد فرود مختلف به طور میانگین حداقل ۶۲ درصد و ۵۵ درصد در نفوذپذیری ۳۳ درصد و حداکثر ۸۷ درصد و ۷۶ درصد در نفوذپذیری ۶۴ درصد می‌باشد.

جدول ۱- محل قرارگیری آبشکن بحرانی

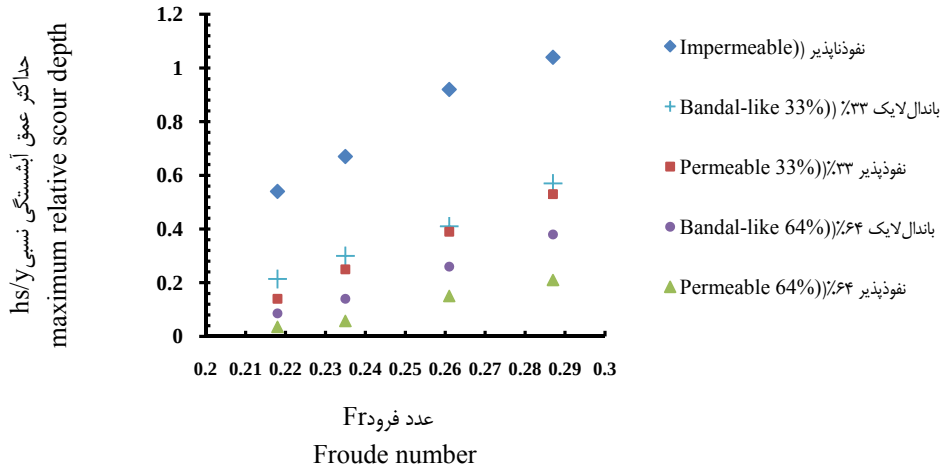
Table 1- Location of critical spur dike

نوع آبشکن Spur type	درصد نفوذپذیری Permeability percentage	عدد فرود Froude number	شماره آبشکن بحرانی Number of critical spur	محل قرارگیری آبشکن Location of spur dike
آبشکن نفوذپذیر permeable spur dike	33	0.22	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	33	0.24	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	33	0.26	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	33	0.29	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	64	0.22	آبشکن هفتم Seventh spur dike	زاویه ۸۰ تا ۹۰ درجه قوس 80 to 90 degrees of the bend
	64	0.24	آبشکن هفتم Seventh spur dike	زاویه ۸۰ تا ۹۰ درجه قوس 80 to 90 degrees of the bend
	64	0.26	آبشکن هفتم Seventh spur dike	زاویه ۸۰ تا ۹۰ درجه قوس 80 to 90 degrees of the bend
	64	0.29	آبشکن هفتم Seventh spur dike	زاویه ۸۰ تا ۹۰ درجه قوس 80 to 90 degrees of the bend
آبشکن نفوذناپذیر Impermeable spur dike	0	0.22	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	0	0.24	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	0	0.26	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	0	0.29	آبشکن هفتم Seventh spur dike	زاویه ۸۰ تا ۹۰ درجه قوس 80 to 90 degrees of the bend
آبشکن باندال‌لایک Bandal-like	33	0.22	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	33	0.24	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	33	0.26	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	33	0.29	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	64	0.22	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	64	0.24	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	64	0.26	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach
	64	0.29	آبشکن هشتم Eighth spur dike	مسیر مستقیم خروجی outlet straight reach



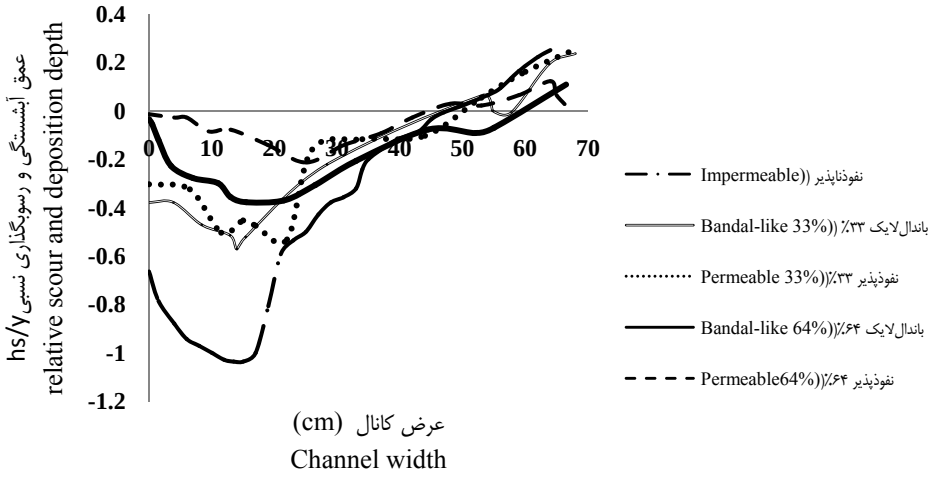
شکل ۷- نمای شماتیک گسترش چاله آبشستگی اطراف آبشکن

Figure 7- Schematic view of extension of scour hole around spur dike



شکل ۸- تغییرات حداکثر عمق آبشستگی نسبی نسبت به عدد فرود برای انواع آبشکن

Figure 8- Maximum relative scour depth variations as a function of Froude number for different types of spur dike



شکل ۹ - تغییرات عمق آبشستگی و رسوبگذاری با میزان نفوذپذیری در Fr=0.29 در عرض کانال

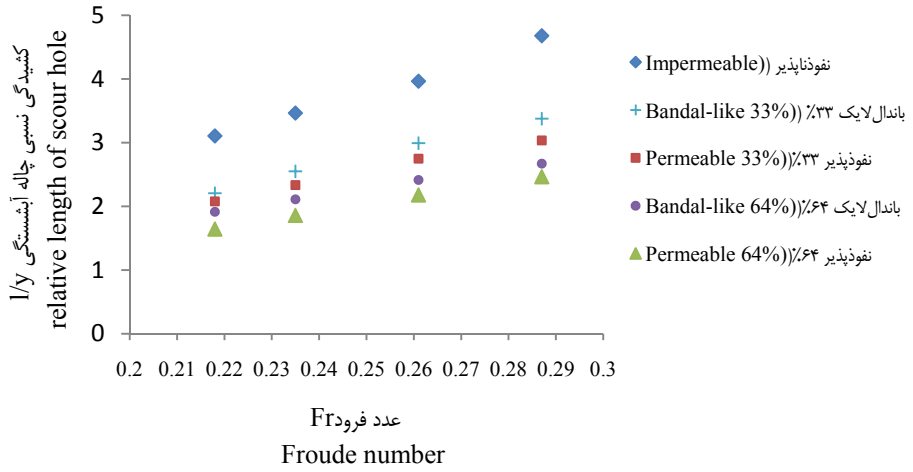
Figure 9- Scour and deposition depth variations as a function of permeability percentage in channel width in Fr=0.29

شکل ۹ اثر نوع آبشکن بر تغییرات پروفیل عرضی را، در مقطعی که حداکثر عمق آبشستگی اتفاق می افتد، برای عدد فرود ماکزیمم نشان می‌دهد. محور افقی، عرض فلوم و محور عمودی، عمق آبشستگی نسبی می‌باشند.

در شکل ۱۰ تغییرات حداکثر طول آبشستگی نسبی، تحت تأثیر انواع آبشکن‌ها نشان داده شده است. محور افقی نمودار، عدد فرود جریان و محور عمودی، نسبت حداکثر کشیدگی چاله آبشستگی به عمق جریان می‌باشد. همان‌طور که از نمودار مشخص است کشیدگی نسبی چاله آبشستگی نیز بر اثر کاهش نفوذپذیری آبشکن‌ها افزایش یافته و در آبشکن‌های بسته به بیشترین مقدار خود رسیده است. بر اساس نتایج کمی به دست آمده، حداکثر طول آبشستگی نسبی به طور میانگین، در آبشکن‌های نفوذپذیر با نفوذپذیری ۳۳ و ۶۴ درصد به ترتیب، ۳۳ و ۴۶ درصد نسبت به آبشکن‌های بسته کاهش یافته است. همچنین به طور میانگین آبشکن‌های باندال‌لایک با نفوذپذیری ۳۳ و ۶۴ درصد به ترتیب، ۹ و ۱۲ درصد افزایش را نسبت به آبشکن‌های نفوذپذیر نشان می‌دهد.

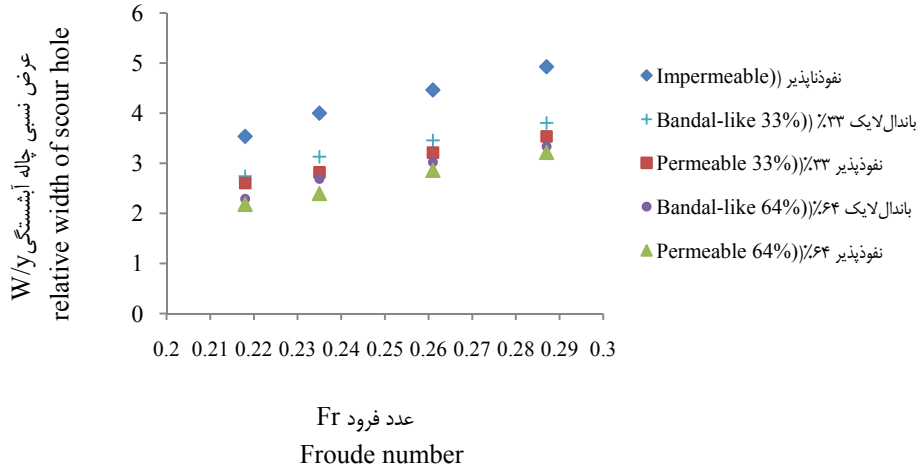
شکل ۱۱ اثر نفوذپذیری آبشکن‌ها را بر تغییرات حداکثر عرض آبشستگی نسبی، نشان می‌دهد. محور افقی نمودار، عدد فرود جریان و محور عمودی، نسبت عرض چاله آبشستگی به عمق جریان می‌باشد. بر اساس نمودار ارائه شده، حداکثر عرض آبشستگی با کاهش میزان نفوذپذیری آبشکن‌ها، یک روند افزایشی دارد و بیشترین عرض چاله آبشستگی در آبشکن‌های نفوذناپذیر به چشم می‌خورد. همچنین میزان

عرض چاله آبشستگی در آبشکن باندال‌لایک و نفوذپذیر بـه یکـدیگر نزدیک می‌باشد. بنابراین عرض چاله آبشستگی در سازه بانـدال‌لایـک عمدتاً تحت تأثیر قسمت نفوذپذیر سازه می‌باشد.



شکل ۱۰- تغییرات کشیدگی نسبی چاله آبشستگی نسبت به عدد فرود برای انواع آبشکن‌ها

Figure 10- Relative scour hole length variations as a function of Froude number for different types of spur dike



شکل ۱۱- تغییرات عرض نسبی چاله آبشستگی نسبت به عدد فرود برای انواع آبشکن‌ها

Figure 11- Relative scour hole width variations as a function of Froude number for different types of spur dike

در جدول ۲ درصد کاهش ابعاد چاله آبشستگی در آبشکن‌های نفوذپذیر و باندال‌لایک نسبت به آبشکن نفوذناپذیر آمده است.

نکته اساسی مورد بحث این است که آبشکن باندال‌لایک کارایی لازم را در حفاظت دیواره‌های رودخانه در مقایسه با آبشکن بسته یا نفوذناپذیر ندارد، اما در مقابل آبشستگی دماغه آبشکن به مراتب کمتر می‌باشد. آبشکن باز یا نفوذپذیر سرعت جریان را کاهش داده و تا اندازه‌ای دیواره رودخانه را توسط کاهش سرعت جریان و رسوبگذاری اندک بین آبشکن ها محافظت می نماید، اما آبشستگی اندکی در دماغه اتفاق می افتد. در اصل بخش فوقانی باندال لایک به عنوان آبشکن بسته جریان را از دیواره دور می‌کند و بخش زیرین آن به عنوان آبشکن باز ضمن کاهش سرعت جریان از آبشستگی زیاد دماغه جلوگیری می‌کند. به عبارتی هر دو وظیفه را به خوبی انجام می‌دهد، ضمن اینکه وجود دفلکتور در مرز بین دو بخش بالایی و پایینی باعث می شود خطوط جریان به آرامی از بخش باز سازه عبور نمایند.

مقایسه حداکثر عمق آبشستگی نسبی بین نتایج مطالعه شجاعیان و همکاران (۸) برای شرایط کانال مستقیم با نتایج این مطالعه(قوس

ملایم) برای عدد فرود یکسان (۰/۲۴) نشان می دهد که عملکرد باندال لایک در قوس به مقدار کم بهتر از مسیر مستقیم است.

جدول ۲- مقادیر درصد کاهش پارامترهای چاله آبشستگی در آبشکن نفوذپذیر و باندال‌لایک نسبت به آبشکن نفوذناپذیر در عدد فرود ماکزیمم (۰/۲۹)

Table 2- Amounts of decreasing percentage of scour hole parameter for permeable and bandal-like spur dike in comparison with impermeable spur dike at maximum Froude number (0.29)

نوع آبشکن Spur dike Type	h	w	l_s
آبشکن نفوذپذیر ۳۳٪ Impermeable spur dike 33%	56	28	33
آبشکن نفوذپذیر ۶۴٪ Impermeable spur dike 64%	83	35	46
باندال‌لایک نفوذپذیری ۳۳٪ Bandal-like 33%	53	23	27
باندال‌لایک نفوذپذیری ۶۴٪ Bandal-like 64%	69	32	40

نتیجه‌گیری کلی

در این تحقیق آزمایش‌هایی جهت تعیین ابعاد چاله آبشستگی در پیرامون آبشکن‌های نفوذناپذیر، نفوذپذیر و باندال‌لایک با هدف بررسی تأثیر نوع آبشکن و نفوذپذیری آن و همچنین عدد فرود بر روی طول، عرض و عمق آبشستگی اطراف آبشکن‌ها در قوس ملایم انجام گرفت. نتایج تحقیق نشان داد:

کمترین میزان آبشستگی در آبشکن نفوذپذیر با درصد نفوذپذیری ۶۴ درصد و بیشترین میزان آبشستگی در آبشکن نفوذناپذیر اتفاق افتاد. ابعاد چاله فرسایشی اطراف آبشکن نفوذناپذیر به میزان قابل توجهی بیشتر از آبشکن نفوذپذیر و باندال‌لایک با نفوذپذیری ۳۳ و ۶۴ درصد می‌باشد. میزان حداکثر عمق آبشستگی نسبی در آبشکن‌های باندال‌لایک و نفوذپذیر به هم نزدیک می‌باشند. این مسئله نشان دهنده تأثیر قسمت نفوذپذیر آبشکن باندال‌لایک در کاهش میزان حداکثر آبشستگی است.عرض نسبی چاله آبشستگی در سازه باندال‌لایک عمدتاً تحت تأثیر قسمت نفوذپذیر سازه می‌باشد.

به نظر می رسد سازه آبشکن باندال‌لایک با توجه به اینکه هم خصوصیات آبشکن بسته را در دور کردن جریان ازدیواره دارد و هم در کاهش سرعت و انرژی گردابه‌ها مانند آبشکن باز عمل می کند، بتواند به عنوان جایگزین مناسبی برای آن دو در حفاظت دیواره خارجی در قوس رودخانه‌ها استفاده شود.

منابع

1- Fazli M., Ghodsian M., Salehi Neyshabouri S.A.A. 2009. Bed Topography Variations in 90 Degree Bend Due to Diffirent Hydraulic Conditions. Modares Civil Engineering Journal, 35: 123-144. (in Persian)

2- Rahman M.M., Nakagawa H., Ishigaki T., and Khaleduzzaman A.T.M. 2003. Channel Stabilization Using Bandalling. Annual of Diaster Prevention Research Institute, Kyoto University, 46(B): 613-618

3- Rahman M.M., Nakagawa H., Khaleduzzaman A.T.M., and Ishigaki T. 2003. Flow and scour-deposition around bandals. p.177-180. In Proceedings of 5th International summer Symposium,JSCE, Tokyo, Japan.

4- Rahman M.M., Nakagawa H., Khaleduzzaman A.T.M., Ishigaki T., and Muto Y. 2004. On the formation of Stable River Course. Annual of Disaster Prevention Research Institute, Kyoto University, 47(B): 601-616.

5- Rahman M.M., Nakagawa H., Khaleduzzaman A.T.M., and Ishigaki T. 2005. Formation of navigational channel using bandal-like structures. Annual Journal of Hydraulic Engineering, Japan Society of Civil Engineers, 49: 997-1002.

6- Shaker E., Kashefipour S.M. 2014. Experimental Investigation on Velocity and Shear Stress Distributions in a 90-

Degree Bend With and Without Series of Groynes. Water and Soil Science, Tabriz University, 24(3): 55-68. (in Persian with English abstract)

7- Sharmin R., Rahman M.M., Matin A., Haque E., Hossain I., and Razzak A. 2007. Effectiveness of Bandalling and dredging for the maintenance of navigation channel in the Jamuna River. p. 125-133. In Proceeding of the International Conference on Water & Flood Management, 12-14 Mar, Dhaka, Bangladesh.

8- Shojaeian Z., Kashefipour S.M., Mosavi Jahromi S.H. 2015. Experimental Study of the Effect of Permeability Percentage of Bandal Like Spur Dike on Maximum Depth of Scour Hole. Water and Soil Science, Tabriz University, 25(3): 105-116. (in Persian with English abstract)

9- Teraguchi H., Nakagawa H., Kawaike K., Bans Y, and Zhang H. 2011. Effects of hydraulic structures on river morphological processes. International Journal of Sediment Research. 26(3): 283-303.

10- Teraguchi H., Nakagawa H., Kawaike K., Baba Y. and Zhang H. 2011. Alternative method for river training works: Bandal-like structures. Annual Journal of Hydraulic Engineering, JSCE, 55: 151-156.

11- United States Army Corps of Engineers, (1981), Roughans Point Revere, Massachusetts Coastal Flood Protection Study. United States Army Corps of Engineers Water Resources Investigation.

12- Zhang H., Nakagawa H., Baba Y., Kawaike K., and Teraguchi H. 2010. Three-dimensional flow around Bandal-like structures. Annual Journal of Hydraulic Engineering, Japan Society of Civil Engineers, 54: 175–180.

13- Zhang H., Nakagawa H., Baba Y., Kawaike K., and Rahman M.M. 2011. Hydraulic and Morphological Consequences of Bank protection measures along the Jamuna river, Bangladesh. Annual of Diaster Prevention Research Institute, Kyoto University, 54(B): 477-496

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 101-111

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین –اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۱۱-۱۰۱

Experimental Investigation on the Scour Hole Geometric Dimensions in Different Spur Dikes in 90 Degree Bend for Non-Submerged Conditions

S. Rahimi[1*]- S. M. Kashefipour[2]- M. Shafai Bajestan[3]- A. Fathi[4]

Received: 10-02-2016
Accepted: 14-08-2016

Introduction: Outer bank region is always exposed to destruction and scour due to secondary flow. Different methods are generally used to protect the outer bank. One of the most common and economical ways is spur dike. As an obstacle in the flow, spur dikes protect the outer bank through decreasing the velocity and forming vortexes between them and as a result sedimentation along that area. However, the spur dike increases the shear stress and local scour around the spur, especially its nose.. This study investigates the scour hole dimensions around three types of spur dike including permeable, impermeable and bandal-like spur dike which is done as a combination of permeable and impermeable spur dike. Few studies were focused on field applications and laboratory experiments to investigate the practical applicability of the bandal-like structure in natural rivers. Rahman et al. (4) Studied the prediction of main channel degradation and local scour around hydraulic structures (impermeable and bandal-like spur dikes) under non-submerged condition. Teraguchi et al. (9) Investigated the influenced of submerged condition on flow characteristics and sediment transport process caused by bandal-like structures with different spacing and alignment under live-bed scour condition through laboratory experiments.

Materials and Methods: Experiments were carried out in the Physical Modeling Laboratory of Faculty of Water Science Engineering of Shahid Chamran University, Ahwaz. The main channel consisted of a 5m long upstream and a 3m long downstream straight reaches. A 90 degree bend was located between the two straight reach. The channel was of rectangular cross section, having a width of 0.7m and depth of 0.6m, with mild bends (ratio of radius to a width equal to 4) and it was filled with almost uniform sediment with a median particle size of D_{50}=1.5 mm. The discharges were measured using an ultrasonic flow meter, which was installed on the pipe inlet of the flume. The water elevation was regulated using the sliding gate installed at the end of the flume. Plexiglas with a thickness of 0.01m was used for impermeable part of spurs and the permeable part prepared by using steel roll piles with 4mm diameter. The most erodible area along the bend was determined and after installing the spurs, the bed surface was leveled by a plate attached to the carriage mounted on the channel. Then the inlet valve was opened slowly and the gate at the end of the flume was first closed. The discharge increased to a predetermined value so that no scour occurs at the straight reaches of the flume. Each experimental case was carried out for 3 hours under clear-water scour condition. At the end of experiments, water was carefully drained out and measurement of bed topography was done using laser bed profiles.

Results and Discussion: The most erodible area along the bend was determined using the procedure described by the U.S. Army Corps of Engineers and in each experimental case specified the critical spur in terms of the maximum erosion around it that happened at the exit of the bend (sections of 80 to 90 degree of bend) and downstream straight reach in all conditions. The centrifugal force will occur has increased the water depth at the exit of the bend. This increase in flow depth is associated with longitudinal negative pressure gradient due to this maximum velocity occurs at the exit of the bend and by this high velocity flow the shear stress increases. The characteristics of the scour hole have been shown to be affected by Froude number and this parameter has a direct relation to maximum relative scour depth and dimensions of the scour hole. The results showed that by increasing the permeability percentage, the amount of maximum relative scour hole depth, length and width decreased. The amount of relative scour depth in permeable and bandal-like spur dike decreased (62% and 55%), and (87% and 76%) for permeability of 33% and 64%, respectively in comparison with impermeable spur dike.

Conclusions: The effect of hydraulic structures, with emphasis in the bandal-like structures, on the scour hole geometric dimensions were investigated in this study. Five types of structures (impermeable, permeable and bandal-like with a permeability of 33% and 64%) were tested experimentally. It was found that:

The increase of permeability, reduced scour rate significantly, such that, the maximum amount of depth, width and length of scour-hole was related to impermeable spur dike (with permeability of 0.0%) and the

1 , 2, 3 and 4- Ph.D. Student, Professors, and Assistant Professor of Hydraulic Structure Department, Faculty of Water Science Engineering, University of Shahid Chamran Ahwaz
(*- Corresponding Auther Email: aes_rahimi@yahoo.com)

minimum amount belonged to the permeable spur dike with 64% permeability. The performance of bandal-like structures considering the erosion process around the structures show close results compared with permeable spur dikes.

Keywords: Bandale Like, Channel bend, River bank protection

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 112-126

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۲۶-۱۱۲

برآوردبهره‌وری آب محصولات عمده دشت نیشابور و بهینه‌سازی سطح زیر کشت محصولات

یاور پورمحمد[۱]- سید محمد موسوی بایگی[۲*]- امین علیزاده[۳]- علی نقی ضیایی[۴]- محمد بنایان اول[۵]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۶/۲۸
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۹/۱۵

چکیده

کشاورزی به عنوان تنها صنعتی که قابلیت تولید غذا را دارد، مصرف کننده ۸۵ درصد منابع آب شیرین در سطح جهان است. با وجود افزایش تقاضا برای غذا و در نتیجه نیاز به گسترش کشاورزی، زمین‌های کشاورزی مناسب و منابع آبی محدود هستند. در این مطالعه تلاش گردیده است تا با استفاده از تکنیک سنجش از دور میزان بهره‌وری محصولات عمده دشت نیشابور که شامل محصولات زمستانه (گندم و جو) و محصولات تابستانه (ذرت و گوجه‌فرنگی) را برآورده شود. در این مطالعه با استفاده از الگوریتم سبال[۶] میزان تبخیر-تعرق واقعی هر یک از محصولات در دوره رشد محاسبه گردید و سپس با استفاده از تابع تولید میزان تولید تخمین زده شد و میزان بهره‌وری اقتصادی آبا در نظر گرفتن عمق آب زیرزمینی و میزان انرژی لازم برای استخراج آب، محاسبه گردید. در نهایت با استفاده از الگوریتم برنامه‌ریزی خطی[۷] سطح زیر کشت هر یک از محصولات با فرض بر اینکه مجموع سطح زیر کشت در سطح حوضه افزایش پیدا نکند بهینه شد. در این مطالعه دو سناریو مورد بررسی قرار گرفت، اول میزان برداشت از منابع آب زیرزمینی برابر میزان آب تجدیدپذیر باشد، دوم به منظور بهبود ذخیره آب زیرزمینی از دست رفته میزان برداشت از منابع آب زیرزمینی برابر با ۸۰ درصد میزان آب تجدیدپذیر باشد. نتایج این مطالعه نشان داد که ذرت با بیشترین بهره‌وری معادل ۹۷ سنت بر مترمکعب آب در سطح حوضه با صرفه‌ترین محصول کشت شده و گوجه‌فرنگی با بهره‌وری ۶ سنت بر مترمکعب آب کمترین بهره‌وری اقتصادی و نامناسب‌ترین کشت انجام شده می‌باشند. گندم و جو نیز با متوسط بهره‌وری ۴۱ سنت بر مترمکعب در مقیاس حوضه در رتبه دوم قرار گرفت.

واژه‌های کلیدی: آب زیرزمینی، الگوریتم سبال، سنجش از دور، سیستم اطلاعات جغرافیایی،کاربری اراضی

مقدمه

در حال حاضر جمعیت جهان به سرعت در حال افزایش است و تولید غذای لازم و درآمد کافی برای این جمعیت رو افزایش یکی از بزرگترین چالش‌های پیش رو سیاستمداران است. این چالش در دهه‌های اخیر به دلیل افزایش جمعیت ۷/۸ میلیارد نفری که تا سال ۲۰۲۵ پیش‌بینی شده است (۷)، که در نتیجه سبب مشکل‌تر شدن این چالش برای رهبران کشورها خواهد شد، مخصوصاً برای کشورهای درحال توسعه که انتظار می‌رود۸۰ درصد این افزایش جمعیت در کشورهای در حال توسعه بوقوع بپیوندد (۷).

کشاورزی به عنوان تنها صنعتی که قابلیت تولید غذا را دارد، مصرف کننده ۸۵ درصد منابع آب شیرین در سطح جهان است. با وجود افزایش تقاضا برای غذا و در نتیجه نیاز به گسترش کشاورزی، زمین‌های کشاورزی مناسب و منابع آبی محدود هستند. برای حل این مشکل راه‌های متفاوتی پیشنهاد شده است، یکی موثرترین گزینه‌ها افزایش بهره‌وری آب بکارگیری تکنیک آبیاری است. این راهکار ساده از حدود ۵۰ سال پیش تا کنون مورد استفاده قرار گرفته است و از آن زمان تا کنون کشاورزی فاریاب بیشترین سهم را در تولید غذا در سطح جهانی داشته و انتظار می‌رود که این روند در سال‌های پیش رو با توجه به جمعیت رو به افزایش بیشتر نیز شود.

ایران نیز بعنوان یک کشور در حال توسعه نه تنها از این قاعده مستثنی نیست بلکه وضعیت ایران به سبب اقلیم خشک و نیمه‌خشک و توزیع نامناسب مکانی و زمانی و همچنین توزیع نامناسب جمعیت (متمرکز در مناطق محدود)، در وضعیت بحرانی قرار دارد. بنظر می‌رسد موثرترین راه با در نظر گرفتن محدودیت منابع آب و همچنین محدودیت زمین‌های زراعی، تغییر الگوی کشت برای رسیدن به

۱، ۲، ۳ و ۴- دانشجوی دکتری، استادان و استادیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(*- نویسنده مسئول: Email: mousavi500@yahoo.com)
۵- استاد گروه زراعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.58343

6- SEBAL
7- Linear Programing

بیشترین درآمد یا درآمد برابر با شرایط فعلی بدون تغییر و یا کاهش در میزان برداشت از منابع، اجتناب ناپذیر است. اولین قدم برای دستیابی به چنین هدفی مطالعه بهره‌وری آب در شرایط فعلی است.

مطالعاتی متفاوتی در این خصوص صورت گرفته است و راه حل‌های متفاوتی نیز پیشنهاد گردیده است. یکی از استراتژی‌هایی که مورد استفاده قرار گرفت تا بهره‌وری آب را افزایش دهند، معروف‌ترین آن‌ها، تکنیک کم آبیاری بود. در مطالعه دیگری که توسط گریتس و رآس (۱۳) در سال ۲۰۰۹ انجام شد، تکنیک کم آبیاری به منظور بیشینه‌سازی بهره‌وری آب بجای بیشینه‌سازی میزان محصول برای ثبات بخشیدن استفاده شد. در این مطالعه مروری بر تحقیق‌های انجام شده در گوشه و کنار دنیا صورت گرفت، سپس مزایا و معایب تکنیک کم آبیاری جمع‌آوری نمودند. نتیجه مطالعه آن‌ها نشان داد که تکنیک کم آبیاری بدون داشتن اثر جدی بر میزان کاهش محصول برای افزایش بهره‌وری مفید بوده و سبب افزایش بهره‌وری می‌شود. علی و همکارانش (۱) در سال ۲۰۱۶ یک بانک داده از مصاحبه حضوری با ۹۵۰ کشاورز تهیه کردند. آن‌ها در مطالعه خود تلاش کردند تا اثر فاکتور انتخاب کشاورز در خصوص میزان پمپاژ آب و ارزیابی اثر پمپاژ بر روی بهره‌وری آب محصولات، سطح درآمد و فقر خانواده‌ها را آزمایش نمایند. آن‌ها دریافتندکه پمپ‌های آب مبتنی بر انرژی‌های جایگزین اثر مثبت و قابل توجهی بر بهره‌وری محصولات دارد. همچنین نتایج آن‌ها نشان داد که منابع انرژی جایگزین برای پمپاژآب سبب کاهش فقر در طیف وسیعی از ۱۱-۲۰ درصد خواهد شد. در برخی مناطق همچون منطقه مورد مطالعه این پژوهش تنها منبع آب شیرین، منابع آب زیرزمینی هستند، در این راستا ون اورت و همکارانش (۲۵) در سال ۲۰۱۵ در مطالعه‌ای تلاش کردند تا با ایجاد سیستم‌های محصول خنثی آب‌زیرزمینی[1] این شرایط را از نظر بهره‌وری با عملکرد ناپایدار فعلی و سناریوهای ممکن آینده که در آن‌ها هیچ آبیاری امکان پذیر نخواهد بود را مقایسه کنند. در یک مطالعه که توسط موتامبارا و همکاران (۲۰) در سال ۲۰۱۶ صورت گرفته، عملکرد، مشکلات و چالش‌های مدیریت پایدار منابع آب در سطح مدیریتی کشاورزان در مزارع آفریقا مورد مطالعه قرار گرفت. سپس نتایج مطالعه خود رو با شرایط مشابه منطقه خود در آسیا مقایسه کردند و تلاش کردند تا تفاوت‌های مدیریت آب را در آفریقا و آسیا نشان دهند و برخی از عملیات‌های مدیریتی آب را در آفریقا نیز اعمال کنند.

همانطور که پیش از این هم بیان شد آب زیرزمینی تنها منبع آب شیرین در دشت نیشابور استکه برای مدت طولانی بمنظور استفاده در کشاورزی، صنعت و شرب شهری مورد استفاده قرار گرفته است. از سال ۱۳۶۵ به دلیل برداشت‌های بدون نظارت و نامحدود از منابع آب‌های زیرزمینی موجب بهم خوردن تعادل هیدرولوژیکی در دشت نیشابور شده است، و از آن زمان در وضعیت بحرانی به سر می‌برد (۱۴). این آبخوان سالانه بیش از ۲۰۰ میلیون مترمکعب آب را از دست می‌دهد، و نتیجه این برداشت بی‌رویه افت ۸۲ سانتیمتری سطح آب زیرزمینی شده است (۱۴). به منظور زیر نظر گرفتن تغییرات آب زیرزمینی شرکت آب منطقه‌ای خراسان رضوی از ۶۰ چاه پیزومتری که در دشت پخش شده‌اند، استفاده می‌کند.

کشاورزی بزرگترین صنعت در دشت نیشابور است ودر نتیجه کشاورزی بزرگترین مصرف کننده آب در این دشت است. محصولات عمده در دشت نیشابور شامل گندم، جو، ذرت و گوجه‌فرنگی است. در این مطالعه با استفاده از تکنیک سنجش از دور بهره‌وری آب و انرژی برای محصولات عمده کشاورزی دشت نیشابور در وسعت حوضه مورد بررسی قرار گرفت. هدف از این مطالعه برآورد بهره‌وری اقتصادی آب و بیشینه‌سازی درآمد کشاورز با تغییر سطح زیر کشت هر محصول بدون اضافه برداشت از منابع آب زیرزمینیمی‌باشد. در این مطالعه سناریویی مورد بررسی قرار گرفت که برداشت از منابع آب زیرزمینی به ۸۰ درصد میزان آب تجدیدپذیر کاهش یابد تا در دراز مدت اثرات نامطلوب اضافه برداشت از آب زیرزمینی بهبود یابد.

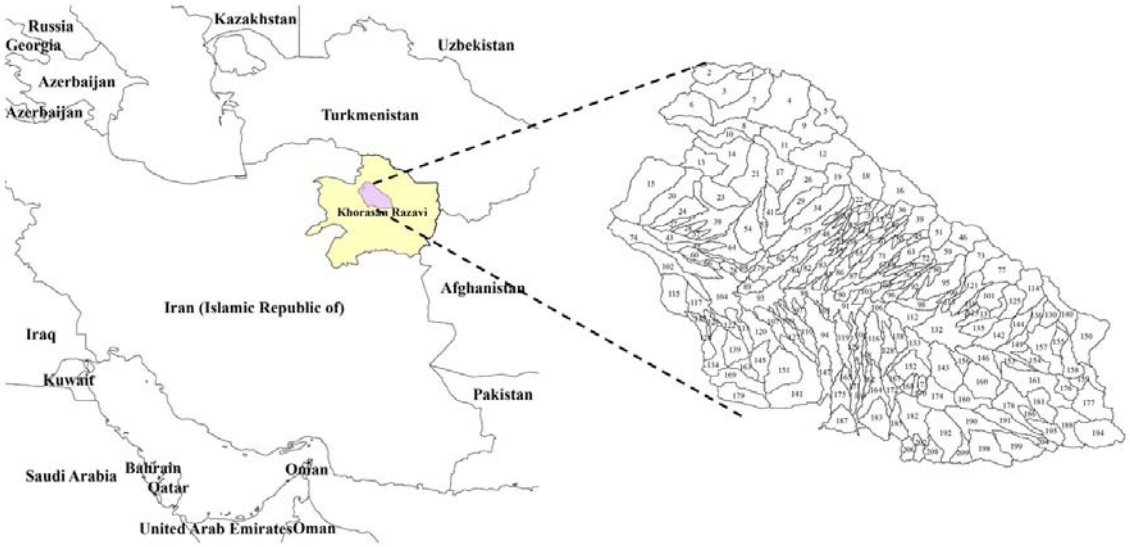
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

دشت نیشابور در شمال شرق ایران بین طول جغرافیایی ۱۷ /۵۸-۵۹/۳۰ و عرض جغرافیایی ۳۵/۴۰-۳۶/۳۹ همانطور که در شکل یک نشان داده شده است، واقع گردیده. کل مساحت جغرافیایی حوضه معادل ۷۳،۰۰۰ کیلومتر مربع می‌باشد، ۴۱،۰۰۰ کیلومتر مربع از مساحت حوضه را دشت و بقیه آن را کوهستان‌ها تشکیل می‌دهند. این حوضه قسمتی از حوضه کال‌شور است که در قسمت جنوبی ارتفاعات بینالود و شمال شرق کویر مرکزی واقع شده است. بیشترین ارتفاع در این حوضه به ارتفاعات بینالود واقع شده است با ارتفاع ۳،۳۰۰ متر و پایین‌ترین نقطه در حوضه با ارتفاع ۱،۰۵۰ متر بالای سطح آب‌های آزاد در نقطه خروجی حوضه واقع شده است (۲۶). اقلیم حوضه نیشابور با بیشینه و کمینه دما سالانه حوضه به ترتیب معادل ۴۲ و ۲۴- درجه سانتیگراد با بارش میانگین ۲۹۲ میلیمتر در سال که در محدوده حوضه متغییر می‌باشد را می‌توان در دسته خشک و نیمه‌خشک دسته‌بندی نمود. به سبب دمای میانگین بالا حوضه، میانگین سالانه تبخیر-تعرق بالا بوده، معادل ۲،۳۳۵ میلیمتر در سال (۹). دراین مطالعه کل حوضه نیشابور به ۱۹۹ زیرحوضه تقسیم شده است. این تقسیم‌بندی بر اساس مطالعه ایزدی و همکاران در سال ۲۰۱۳ می‌باشد (۱۶). ۱۹۹ زیرحوضه اشاره شده در شکل شماره یک قابل مشاهده است.

1- Groundwater Neutral Cropping Systems

بر اساس گزارشات تهیه شده توسط دولت، کشاورزی حدود ۹۳/۵ درصد برداشت‌های آب زیرزمینی را به خود اختصاص داده است که تقریباً تمام این برداشت‌ها برای آبیاری مزارع مورد استفاده قرار می‌گیرند. برداشت از آب‌های سطحی تنها ۴/۲ درصد برداشت از منابع آب را به خود تخصیص می‌دهد، که نشان می‌دهد برداشت از منابع آب زیرزمینی منبع اصلی آب شیرین برای مصارف مختلف می‌باشد و از طرف دیگر منابع آب سطحی نقش جزیی را در تامین نیاز آبی حوضه دارد (۱۵).



شکل ۱- موقعیت دشت نیشابور در ایران و ۱۹۹ زیرحوضه مورد مطالعه

Fig1– Neyshabour basin location in Iran and its 199 sub-basins

تعیین کاربری اراضی در شرایط موجود

به منظور پوشش کامل حوضه دو سری از داده‌های لندست ۸ با سطر و ستون ۱۵۹/۳۵ و ۱۶۰/۳۵ در تاریخ‌های مختلف از سایت USGS[1] برای سال آبی ۲۰۱۴-۲۰۱۵ دانلود شدند. در این مطالعه چهار محصول مورد مطالعه قرار گرفتند، دو محصول زمستانه (گندم و جو) و دو محصول تابستانه (ذرت و گوجه‌فرنگی). در نتیجه دو سری داده برای تاریخ‌های اول خرداد ۱۳۹۳ و چهارم شهریور ماه ۱۳۹۴ برای محصولات بترتیب زمستانه و تابستانه انتخاب شدند. سپس هر یک از سری داده‌ها کنار یکدیگر قرار داده شده و به مرز حوضه محدود شدند.

برای دقت بیشتر در تعیین کاربری اراضی تصاویر FCC[2] (ترکیب رنگ غلط) از سه باند ۶، ۵ و ۲ تولید شدند که توسط پیترز در سال ۲۰۱۵ برای تعیین کاربری اراضی زراعی پیشنهاد شده بود (۲۱).

برای تعیین کاربری اراضی از روش مدیریت شده استفاده گردید، در نتیجه یک سری داده‌های مکانیبرداشت شده توسط GPS[3] در مزرعه برای آموزش روش بیشترین تشابه (MLC[4]) نیاز است. به این منظور در سفر به حوضه نیشابور مزارع مختلف با محصولات متفاوت با مشورت کارشناسان جهاد کشاورزی شهرستان نیشابور انتخاب شدند و چندین نقطه برای آموزش مدل و همچنین تعیین دقت توسط GPSبرداشت شدند.

روش بیشترین تشابهبرای تعیین کاربری اراضی انتخاب شد. روش بیشترین تشابه محبوب‌ترین روش پارامتری تعیین کاربری است که در تکنیک سنجش از دور مورد استفاده قرار گرفته است (۱۲ و ۱۷). روش بیشترین تشابه فرض می‌کند که محدوده تصمیم‌گیری به شکل بیضی‌های بزرگی هستند که می‌توانند در تخمین خوشه‌ای اشکال به کار روند. علاوه بر این، برای هر پیکسل نامشخص شانس، ماتریس کوواریانس و احتمال عضویت در هر یک از کلاس‌ها با استفاده از متوسط بردارهای متوسط هر یک از کلاس‌ها حساب می‌شود (۱۱). هر پیکسل ناشناخته فرض می‌شود که در کلاسی قرار دارد که بیشترین احتمال عضویت را دارا است.

نرم‌افزار آرک‌جی‌آی‌اس[5] ۱۰.۳ برای تعیین کاربری اراضی مورد

1- United States Geological Survey
2- False Composite Color
3- Global Positioning System
4- Maximum Likelihood
5- ArcGIS 10.3

استفاده قرار گرفت. عملیات تعیین کاربری اراضی در دو نوبت با دو منطقه آموزشی متفاوت برای هر سری از داده صورت گرفت (محصولات تابستانه و زمستانه هر کدام بصورت مجزا). در مجموع ۷ کلاس تعریف شد و بر اساس آن تعیین، این ۷ کلاس شامل: جو، گندم، ذرت، گوجه‌فرنگی، شهر، کوهستان و دو بیابان بود.

بارش

برای تخمین میزان بارش در هر یک از ۱۹۹ زیرحوضه، از داده‌های بارش ۱۳ ایستگاه استفاده شد. این ایستگاه‌ها شامل ۱۱ ایستگاه باران‌سنجی، یک ایستگاه کلیماتولوژی۱ و یک ایستگاه سینوپتیک۲ می‌باشد. داده‌های بارش روزانه برای سال آبی ۲۰۱۴-۲۰۱۵ از اداره کل هواشناسی خراسان رضوی دریافت شد. مقایس زمانی داده به ماهانه تغییر داده شد و در محیط نرم‌افزار آرک جی‌آی‌اس بصورت نقطه وارد شد. برای درون‌یابی میزان بارش در حوضه از ابزار Topo to raster استفاده شد و سپس میانگین بارش برای هر یک از زیر حوضه‌ها با استفاده از ابزار Zonal Statistics محاسبه شد.

تبخیر-*تعرق واقعی*

برای محاسبه میزان محصول واقعی (Y_a) نیاز به محاسبه میزان تبخیر-تعرق واقعی (ET_a) است. بدین منظور تکنیک الگوریتم تعادل انرژی سطحی برای سطح زمین (SEBAL[3]) با استفاده از تصاویر ماهواره لندست ۸ مورد استفاده قرار گرفت. ۳۱ تصویر از تصاویر ماهواره لندست ۸ که دارای کمترین میزان ابرناکی بودند از تاریخ ۹ مهر ماه ۱۳۹۳ تا تاریخ ۱۰ شهریور ۱۳۹۴ دانلود شد. تصاویر با اختلاف زمانی هفت روزه با یکدیگر جفت شدند (برای پوشش کامل سطح حوضه دو تصویر نیاز است). تنها به ۲۴ تصویر از ۳۱ تصویر دانلود شده به سبب ابرناکی و اختلاف زمانی هفت روزه مورد استفاده قرار گرفتند.

برای تخمین لحظه‌ای اجزاء تعادل انرژی سطحی، مدل سبال از تکنیک سنجش از دور همراه با داده‌های هواشناسی تکمیلی منطقه برای این تخمین استفاده می‌کند(۴). این الگوریتم تنها برای روزهای بدون ابر قابل اجرا و استفاده است. مقدار λET (W·m-2) لحظه‌ای از باقیمانده عوامل موجود در معادل بیلان انرژی محاسبه می‌شود (رابطه شماره یک). در این رابطه میزان λET از اختلاف بین میزان تابش خالص (Rn: W·m-2)، شار حرارتی خاک (G: W·m-2)، و شار حرارت مخصوص (H: W·m-2) قابل محاسبه است. توضیح کامل این الگوریتم توسط باستین‌سن و همکاران ارائه شده است (۲، ۵ و ۶).

$$\lambda ET = R_n - H - G \qquad (۱)$$

برای محاسبه تبخیر-تعرق واقعی، مراحل نمودار گردشی شکل شماره دو در محیط نرم‌افزار GIS بصورت یک ابزار و در یک فایل صفحات گسترده مدل شد. شکل دو مراحل محاسبه میزان تابش خالص را نمایش می‌دهد.

ورودی‌ها برای محاسبه آلبیدو[4] تصاویر ماهواره‌ای هستند که از یه سری اعداد دیجیتالی به بازتابش بالای سطح اتمسفر (Top of Atmosphere) تبدیل شده‌اند. لیانگ در سال ۲۰۰۰ یه سری از الگوریتم‌ها را برای محاسبه آلبیدو از سنسورهای مختلف ماهواره‌ها توسعه داد. مدل ارائه شده توسط لیانگ برای محاسبه آلبیدو با استفاده از تصاویر ماهواره لندست توسط اسمیتنرمال شده و به صورت رابطه ۲ در سال ۲۰۱۰ ارائه گشته است (۲۰، ۲۲).

$$\alpha = \frac{0.356\rho_2+0.130\rho_4+0.373\rho_5+0.085\rho_6+0.072\rho_7-0.0018}{0.356+0.130+0.373+0.085+0.072} \qquad (۲)$$

که ρ، بازتابش باندهای ۲، ۴، ۵، ۶ و ۷ ماهواره لندست می‌باشد که پیش از استفاده در رابطه ۲با استفاده رابطه ارائه شده توسط ناسا محاسبه شده‌اند.

برای محاسبه دما در سطح زمین (LST[5]) با استفاده از تصاویر ماهواره لندست۸، از باندهای ۱۰ و ۱۱ این سنجده برای محاسبه دما در بالای اتمسفر در مقیاس کلوین استفاده شد. برای محاسبه دما در سطح زمین ابتدا دما در بالای اتمسفر (T_{toa}[6]) با استفاده از را بطه ۳ برای هر یک از باندهای ۱۰ و ۱۱ در مقیاس کلوین محاسبه گردید (۱۸)، سپس دمای بالای اتمسفر با استفاده از رابطه ۴ به دمای سطح زمین برای هر یک از باندها تبدیل شد و پس از آن متوسط دمای محاسبه شده توسط هر دو این باندها نماینده دقیقی از دمای سطح زمین خواهد بود (۱۹).

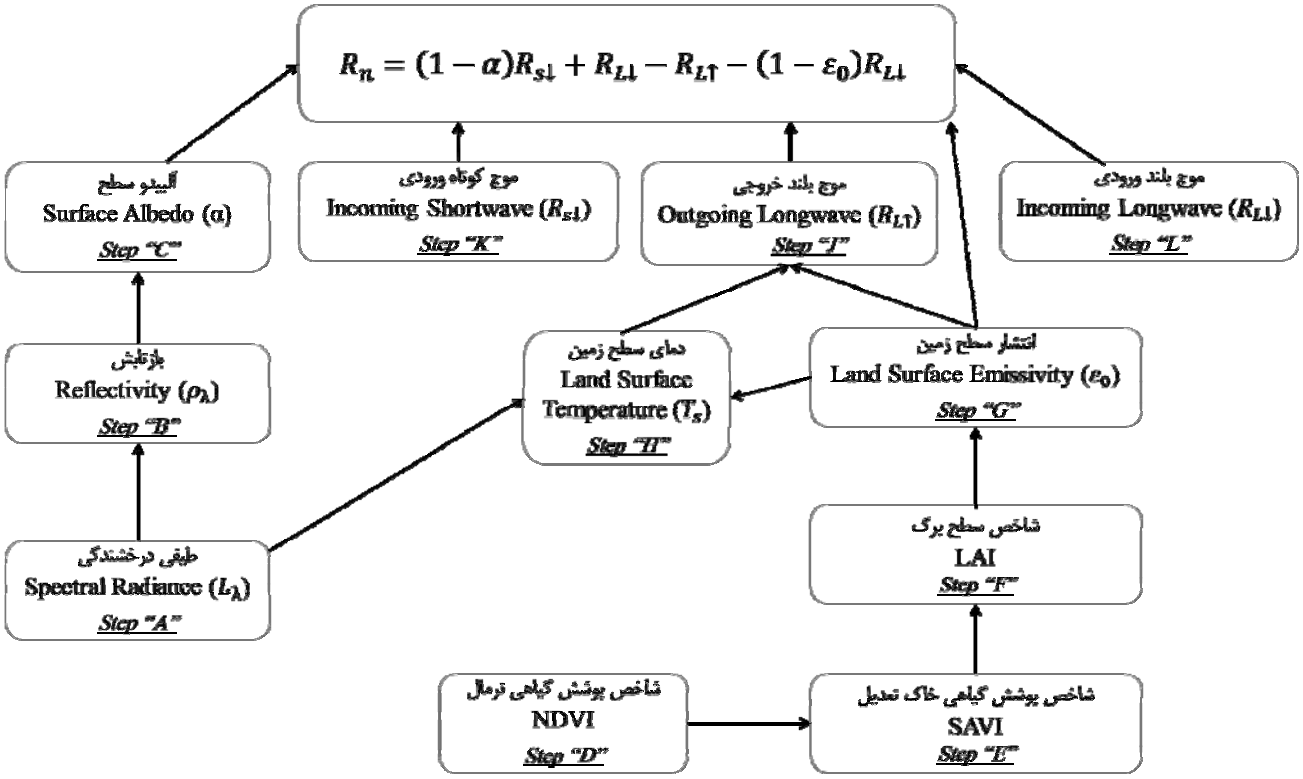
$$T_{toa} = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{K_1}{L_\lambda}+1\right)} \qquad (۳)$$

$$LST = {T_{toa}}\Big/{1 + \left(W \times \left(\frac{T_{toa}}{P}\right) \times \ln(\varepsilon_{NB})\right)} \qquad (۴)$$

در این رابطه، K_1 و K_2، ثابت‌های تبدیل حرارتی هستند که هر یک از دو باند ۱۰ و ۱۱ بصورت جداگانه ارائه شده است،L_λ، تابش هر یک از باندهای ۱۰ و ۱۱ است، T_{toa}، دمای محاسبه شده در بالا جو بدون در نظر گرفتن میزان پخشیدگی،W، طول موج پرتو ساطع شده است که معادل ۱۱/۵ میکرومتر است، P ثابتی است معادل ۱۴۳۸۰ که با استفاده از ثابت‌های پلانک[7]، بولتزمن[8] و سرعت نور قابل محاسبه می‌باشد.

1- Climatology
2- Synoptic
3- Surface Energy Balance Algorithm for Land

4- Albedo
5- Land Surface Temperature
6- Top-Atmospheric-Temperature
7- Plank
8- Boltzman



شکل ۲- نمودار گردشی مراحل محاسبه تابش خالص (Rn)

Fig2– The net radiation calculation flowchart

شار حرارتی خاک (G) (W/m^2) معادل مقدار حرارتی است که در خاک و پوشش گیاهی به سبب انتقال ذخیره می‌شود. مدل سبال نسبت بین شار حرارتی خاک و میزان تابش خالص را استفاده از رابطه ۵ محاسبه می‌کند (۲). در این رابطه دمای سطح زمین به درجه سلسیوس می‌باشد.

$$G/R_n = (LST/\alpha)(0.0038\alpha + 0.0074\alpha^2)(1 - 0.98NDVI^4) \quad (۵)$$

برای محاسبه مقاومت ایرودینامیکی به جابجایی حرارت یک دسته از روابط به کار رفته است که در شکل سه به صورت یک نمودار گردشی نمایش داده شده است. بخشی از این نمودار گردشی به صورت یک حلقه است و این نمودار گردشی تا زمانیکه تفاوت بین دو مقدار متوالی dT کمتر از ۵ درصد شود، ادامه خواهد یافت.

شار گرمای نهان میزان حرارت نهانی است که از سطح زمین به سبب تبخیر-تعرق از دست می‌رود که پیش از این در رابطه یک توضیح داده شد. در رابطه یک، λET شار حرارتی نهان لحظه‌ای است که ماهواره از آن منطقه عبور کرده است. برای محاسبه میزان تبخیر-تعرق واقعی یک سری از معادلات مورد استفاده قرار گرفته است که بترتیب شامل رابطه‌های ۶، ۷ و ۸ می‌شوند (۲).

$$ET_{inst} = 3600\frac{\lambda ET}{\lambda} \quad (۶)$$

$$ET_{rF} = \frac{ET_{inst}}{ET_r} \quad (۷)$$

$$ET_a = ET_{rF} \times ET_{r-24} \quad (۸)$$

در این رابطه، ET_{inst}، تبخیر-تعرق لحظه‌ای است (mm/hr)، ET_rF، کسری از مقدار تبخیر-تعرق است (بدون واحد)، تبخیر-تعرق مرجع (mm/day)با استفاده از داده‌های ایستگاه سینوپتیک و نرم‌افزار RefET برای ۲۴ ساعت شبانه روز محاسبه گردید و ET_{r_24}مقدارتجمعی تبخیر-تعرق ساعتی در طول شبانه روز در روز برداشت تصویر است.

محصول واقعی

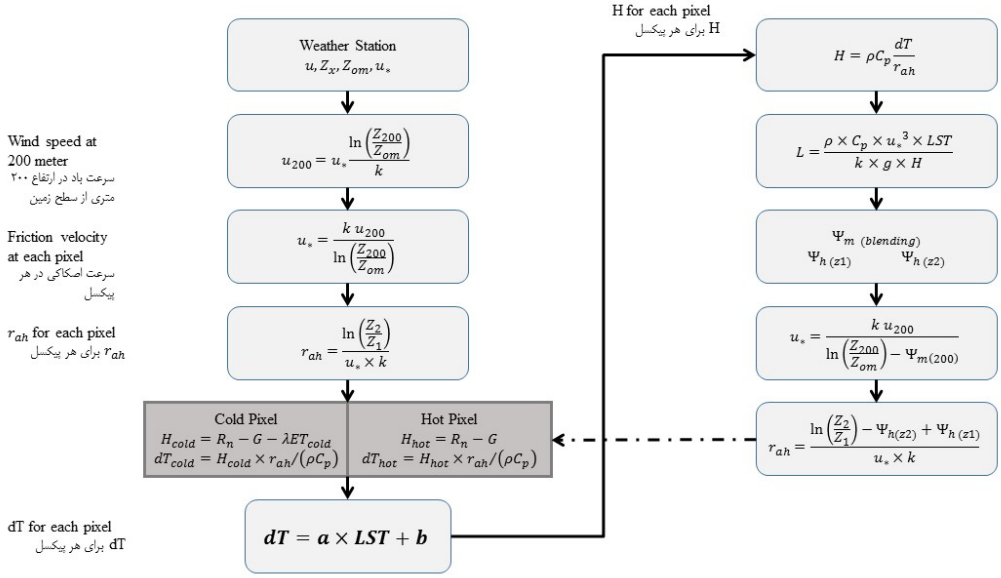
برای تخمین میزان محصول واقعی رابطه شماره ۹ از مجله فائو[1] شماره ۶۶ مورد استفاده قرار گرفت و مراحل پیشنهاد شده در این مجله دنبال شدند(۲۳).

$$\left(1 - \frac{Y_a}{Y_x}\right) = K_y\left(1 - \frac{ET_a}{ET_x}\right) \quad (۹)$$

در رابطه بالا، Y_xوY_a، بترتیب مقادیر محصول پتانسیل و واقعی هستند (kg/ha)، ET_x و ET_a، بترتیب مقادیر تبخیر-تعرق پتانسیل و

1- FAO 66

واقعی هستند (*mm*) و K_y، ضریب واکنش محصول است (بدون واحد). این نمایه واکنش تولید محصول توسط گیاه را نسبت به کاهش تبخیر-تعرق نشان می‌دهد.



شکل۳- نمودار گردشی محاسبه مقاومت ایرودینامیکی (۲)

Fig3 – Aerodynamic resistance calculation flowchart (2)

الف) تخمین میزان محصول پتانسیل (Y_x) برای هر یک از محصولات. برای محاسبه میزان محصول پتانسیل از رویه‌ای که در مجله فائو ۳۳ ارائه شده بود استفاده گردید(۱۰).

ب) محاسبه تجمعی تبخیر-تعرق پتانسیل (ET_x) برای کل دوره رشد هر یک از محصولات در شرایطی که فرض شود نیاز آبی محصولات بصورت کامل برآورده شده است. از این رو از روش هارگریوز-سامانی برای محاسبه تبخیر-تعرق پتانسیل با بکارگیری داده‌های تنها ایستگاه سینوپتیک حوضه استفاده شد. میزان تبخیر-تعرق برای هر یک از محصولات با دنبال کردن روش ارائه شده در مجله فائو ۵۶ برای تعیین میزان ضریب گیاهی و طول دوره رشد هر یک از مصولات استفاده گردید (۳).

ج) روش تخمین مقدار تبخیر-تعرق واقعی نیز با استفاده از تکنیک سنجش از دور پیش از این توضیح داده شد.

د) انتخاب ضریب واکنش محصول برای هر یک از محصولات برای کل دوره رشد. این مقادیر برای محصولات گندم، جو و گوجه‌فرنگی برابر با ۱/۰۵ و برای محصول ذرت معادل ۱/۲۵ درنظر گرفته شد (۲).

بهره‌وری اقتصادی آب و بهینه‌سازی درآمد

محاسبه بهره‌وری آب بنا به سلیقه و هدف می‌توان به شکل‌های مختلفی تعریف نمود. در این مطالعه چندین حالت برای این منظور تعریف شده است. این تعاریف شامل بهره‌وری درآمد و بهره‌وری سود کشاورز می‌باشد.

بهره‌وری به این صورت تعریف می‌گردد که ارزش محصول تولید شده به دلار به واحد حجم آب استفاده شده برای آبیاری محصول. این رابطه بصورت زیر تعریف می‌شود.

$$IP = \frac{Y_a \times cropprice \times 0.1}{ET_a - P_e} \qquad (۱۰)$$

بهره‌وری درآمد تنها میزان دریافتی کشاورز را در نظر می‌گیرد اما از نقطه نظر یک کشاورز میزان سود کسب شده می‌باشد. در نتیجه رابطه دیگری تعریف شد به اسم بهره‌وری سود، در این زمینه میزان سرمایه‌گذاری اولیه و طولانی مدت کشاورز باید از میزان درآمد کشاورز کسر گردد. تخمین میزان سرمایه‌گذاری اولیه کشاورز، به دلیل مدیریت‌های مختلف که بسته به نوع محصول، اقلیم، سطح زیر کشت، نظر کشاورز و ... دارد، تقریباً غیر ممکن است. به منظور ساده‌سازی مسئله، دراین مطالعه با در نظر گرفتن قیمت جهانی انرژی فرض بر این شد که تنها هزینه‌ای که کشاورز متحمل می‌گردد، میزان هزینه‌ای است که کشاورز برای پمپاژ آب از ذخایر آب زیرزمینی می‌پردازد که تابعی از سطح آب زیرزمینی است. عمق آب زیرزمینی در طول سال متغییر است، اما این تغییرات قابل صرف نظر کردن هستند. به این منظور در سال آبی ۲۰۱۴-۲۰۱۵ عمق آب زیرزمینی در سطح

حوضه با استفاده از ۶۰ عدد پیزومتر موجود در منطقه تعیین گردید. عمق آب زیرزمینی در هر یک از زیرحوضه‌ها پس از پهنه‌بندی سطح آب زیرزمینی در سطح حوضه برای هر کدام میانگین‌گیری شد.

برای محاسبه بهره‌وری سود، از رابطه ۱۱ استفاده گردید. این رابطه بصورت زیر تعریف می‌گردد.

$$PP = \frac{(Y_a \times CropPrice \times 0.1) - \left((ET_a - P_e) \times GWD \times 9.81 \times \left(\frac{0.0003}{1000}\right) \times EnergyPrice\right)}{(ET_a - P_e)} \quad (۱۱)$$

در رابطه بالا، GWD، عمق آب زیرزمینی با یکای متر است، و یکای قیمت انرژی دلار به ازای هر کیلووات ساعت (\$/kwh) است.

قیمت انرژی از وب‌سایت‌های متفاوتی (ایرانی و خارجی) استخراج شد. در این مطالعه این مقدار معادل ۱۰ سنت به ازای هر کیلووات ساعت انرژی فرض شد. قیمت محصولات نیز از آخرین گزارش سازمان خوار و بار جهانی (فائو) در سال ۲۰۱۴ برای ایران استخراج شد که این مقادیر برای گندم و جو ۰/۳۷ دلار برکیلوگرم و ۰/۱۹ و ۰/۴۴ دلار بر کیلوگرم برای محصولات بترتیب گوجه‌فرنگی و ذرت در نظر گرفته شد.

برای بهینه‌سازی سود، روش بهینه‌سازی خطی مورد استفاده قرار گرفت. از آنجا که برای بهینه‌سازی هر یک از زیرحوضه‌ها بصورت جداگانه تعداد قیود و متغییرها بیش از ۲۰۰۰ عدد است، نرم‌افزار مناسبی برای انجام این کار دردسترس نبوده که توانایی انجام این حجم از محاسبات را داشته باشد. از این رو سطح زیر کشت در کل حوضه بصورت یکپارچه بهینه گردید و سپس نسبت تغییرات سطح زیر کشت برای کل حوضه در سطح زیر کشت برای هر یک از زیر حوضه‌ها اعمال گردید.

از آنجایی که مهمترین محدودیت برای رسیدن به بالاترین بهره‌وری، آب است. دو سناریو در این مطالعه مورد بررسی قرار گرفتند و قیود بهینه‌سازی به دو دسته قیود عمومی و خاص تقسیم شدند. قیود خاص دو سناریو اشاره شده را تعریف می‌کنند.

قیود عمومی شامل موارد زیر هستند:

سطح زیر کشت نباید افزایش پیدا کند. یعنی پس بهینه‌سازی سطح زیر کشت هر یک از محصولات برابر و یا کمتر سطح زیر کشت در شرایط فعلی باید باشد.

از آنجایی که برخی از محصولات نقشه کلیدی در تصمیمات سیاسی دارند نباید از الگو کشت حذف گردند. در نتیجه در این بهینه‌سازی فرض گردید که نسبت سطح زیر کشت قبل و بعد از بهینه‌سازی باید بین ۰/۲ تا ۰/۶ باقی بماند.

قیود خاص شامل:

بیشترین میزان برداشت از منابع آب زیرزمینی باید کمتر و یا برابر با مقدار آب تجدیدپذیر در طول سال آبی باشد. این قید بصورت ریاضی در رابطه ۱۲ تعریف شده است.

$$\sum\left(ET_{a_{crop}} - P_{e_{crop}}\right) \times Area_{crop} = (P_{sub-basin} \times Area_{basin}) - \sum\left(ET_{a_{crop}} - P_{e_{crop}}\right) \times Area_{crop} \quad (۱۲)$$

بیشترین میزان برداشت از منابع آب زیرزمینی باید کمتر و یا برابر با ۸۰ درصد مقدار آب تجدیدپذیر در طول سال آبی باشد. این قید بصورت ریاضی در رابطه ۱۳ تعریف شده است.

$$\sum\left(ET_{a_{crop}} - P_{e_{crop}}\right) \times Area_{crop} = 0.8 \times (P_{sub-basin} \times Area_{basin}) - \sum\left(ET_{a_{crop}} - P_{e_{crop}}\right) \times Area_{crop} \quad (۱۳)$$

نتایج

تعیین کاربری اراضی

تصاویر ۴ الف و ۴ ب نتایج تعیین کاربری با استفاده از تصاویر لندست ۸ بترتیب برای محصولات تابستانه و زمستانه را نشان می‌دهند.

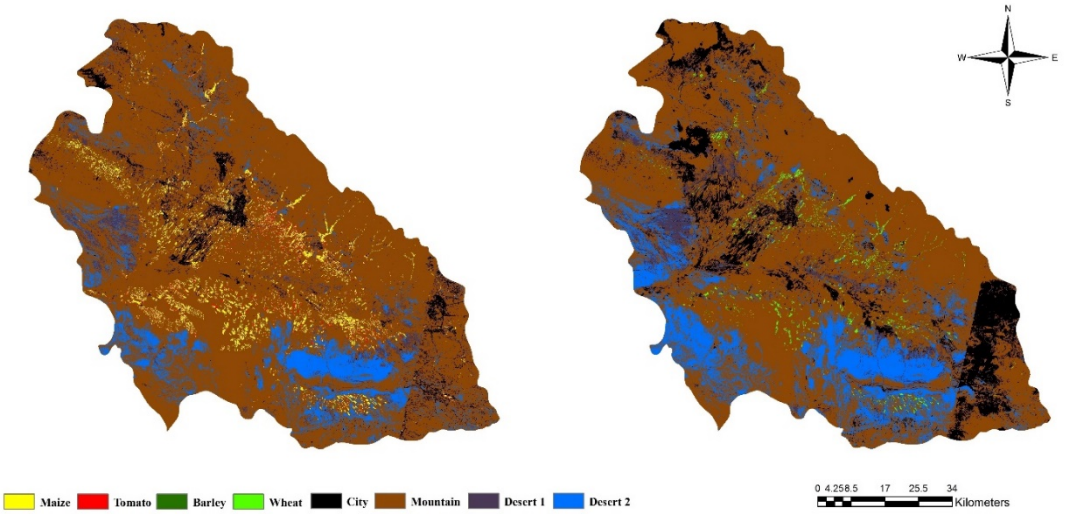
برای ارزیابی دقت تعیین کاربری اراضی ماتریس خطا مورد استفاده قرار گرفت. استفاده از ماتریس خطا یکی از موثرترین روش‌ها است، چرا که میزان دقت هر یک از دسته‌بندی‌ها به راحتی توسط دو خطا درونی (خطاهای کمیسیون) و بیرونی (خطای حذف) که در پروسه تعیین کاربری وجود دارد، قابل اندازه‌گیری است (۷). در مجموع، دقت کاربر و مولد از ماتریس خطا استخراج شده و در جداول ۱ و ۲ بترتیب برای محصولات تابستانه و زمستانه ارائه شده است.

تبخیر-تعرق واقعی

همانطور که پیش از این نیز بیان شد تبخیر-تعرق واقعی با استفاده از ابزاری که در محیط نرم‌افزار GIS تهیه شده بود برای ۱۲ روز از سال که بصورت نامنظم در طول سال پخش بودند محاسبه گردید. برای محاسبه تبخیر-تعرق واقعی ماهانه برای سال آبی ۲۰۱۴-۲۰۱۵، تبخیر-تعرق پتانسیل با استفاده از داده‌های روزانه محاسبه گردید و سپس تلاش شد بر اساس روند تغییرات ماهانه تبخیر-تعرق پتانسیل در طول سال تغییرات تبخیر-تعرق واقعی نیز در طول سال برای ماه‌های بدون داده نیز تخمین زده شود. در نهایت ۱۲ تصویر که نماینده ۱۲ ماه سال است برای تبخیر-تعرق واقعی ایجاد گردید.

از آنجایی که تبخیر-تعرق واقعی تجمعی برای محصولات ذکر شده مورد نیاز است، تصاویر تبخیر-تعرق واقعی برای دوره رشد هر یک از محصولات با یکدیگر جمع شده و به مرز سطح زیر کشت هر محصول که پیشتر با تعیین شده بود محدود شد. از آنجایی که گندم و

جو هر دو در یک فصل کشت می‌شوند و میزان نیاز آبی تقریباً یکسانی دارند، این دو محصول یکی در نظر گرفته شدند. تصاویر ۵ الف، ۵ ب و ۵ ج توزیع میانگین تبخیر-تعرق واقعی را برای هر یک از محصولات برای هر یک از زیرحوضه‌ها نمایش می‌دهد.



شکل ٤- الف) تعیین کاربری اراضی برای محصولات تابستانه (گوجه‌فرنگی و ذرت)در تاریخ چهارم شهریور ماه و ب) تعیین کاربری اراضی برای محصولات زمستانه (گندم و جو) در تاریخ اول خرداد ماه

Fig 4– (a) Land classification for summer crops (tomato and maize) on Aug. 25 2015 and (b) land classification for winter crops (Wheat and Barley) on May 21 2015

جدول ۱- ماتریس خطا برای محصولات تابستانه (گوجه‌فرنگی و ذرت)

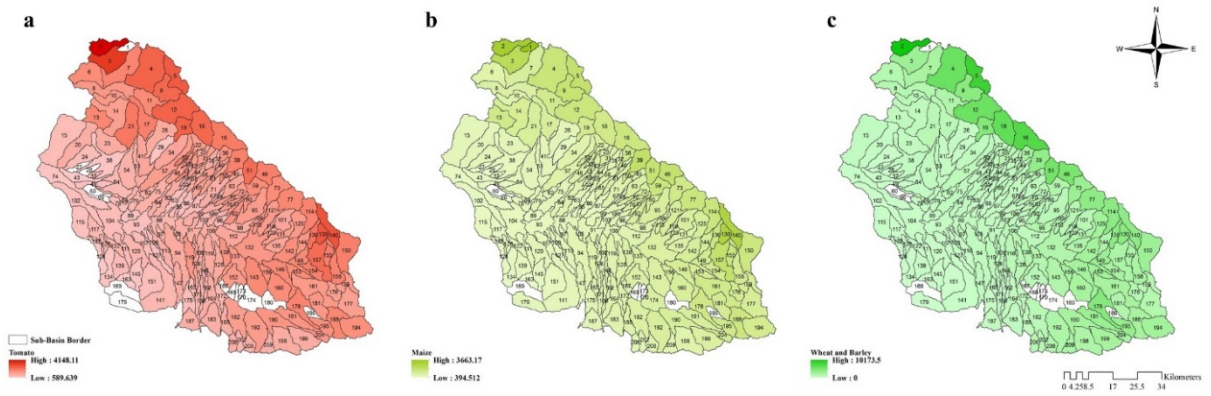
Table 1- Error Matrix for Summer crops (Tomato and Maize)

کلاس/مرجع Class/Ref	ذرت Maize	گوجه-فرنگی Tomato	شهر City	کوهستان Mountain	بیابان ۱ Desert 1	بیابان ۲ Desert2	جمعکلاس Class total	دقتکاربر User's accuracy (%)
ذرت Maize	40	0	0	0	0	0	42	95.2
گوجه‌فرنگی Tomato	0	39	0	0	0	0	40	97.5
شهر City	8	1	35	1	0	0	52	67.3
کوهستان Mountain	1	3	0	43	0	3	50	86.0
بیابان ۱ Desert 1	0	0	0	2	15	2	19	78.9
بیابان ۲ Desert 2	0	0	1	1	5	25	32	78.1
مجموع ارجاع Reference total	50	53	38	47	20	30	225	دقت کل Overall accuracy
خطای تولیدی Producer's accuracy (%)	80.0	73.6	92.1	91.5	75.0	83.3	دقت کل Overall accuracy	87.6

جدول ۲- ماتریس خطا برای محصولات زمستانه (گندم و جو)

Table 2. Error Matrix for winter crops (Wheat and Barley)

کلاس/مرجع Class/Ref	ذرت Maize	گوجه‌فرنگی Tomato	شهر City	کوهستان Mountain	بیابان ۱ Desert 1	بیابان ۲ Desert2	جمعکلاس Class total	دقتکاربر User's accuracy (%)
ذرت Maize	42	9	2	0	0	0	61	68.9
گوجه‌فرنگی Tomato	0	25	0	0	0	0	28	89.3
شهر City	6	1	35	1	0	0	52	67.3
کوهستان Mountain	0	0	0	43	0	3	50	86.0
بیابان ۱ Desert 1	0	0	0	2	15	2	19	78.9
بیابان ۲ Desert 2	0	0	1	1	5	25	32	78.1
مجموع ارجاع Reference total	48	38	38	47	20	30	218	دقت کل Overall accuracy
خطای تولیدی Producer's accuracy (%)	87.5	65.8	92.1	91.5	75.0	83.3	دقت کل Overall accuracy	87.6



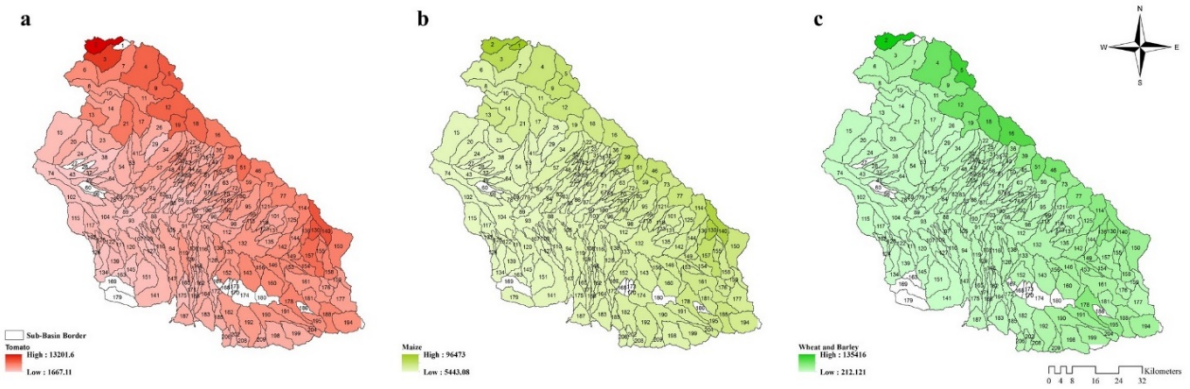
شکل۵- تبخیر-تعرق واقعی برای الف) گوجه‌فرنگی، ب) ذرت، ج) گندم و جو

Fig 5– Actual evapotranspiration for a) tomato, b) maize, c) wheat and barley

در زیر حوضه‌هایی که تبخیر-تعرق وجود ندارد بصورت سفید رنگ نشان داده شده‌اند. این زیر حوضه‌ها اغلب در مناطقی ظاهر شده‌اند که در تعیین کاربری اراضی بیابان تشخیص داده شده‌اند.

محصول

تصاویر ۶ الف، ۶ ب و ۶ ج بترتیب توزیع میزان تولید محصول هر یک از گیاهان گوجه‌فرنگی، ذرت، گندم و جو را در هر یک از زیر حوضه‌ها را نشان می‌دهد. میزان تولید محصول بر هر یک از گیاهان در مناطق شرقی و شمالی حوضه بیشتر از دیگر مناطق محاسبه شده است. این پدیده بدین دلیل رخ داده است که این مناطق به سبب ارتفاع بیشتر، خنک‌تر از دیگر مناطق حوضه هستند و در نتیجه میزان بارش در این مناطق بالاتر است. اما باید یک نکته را مد نظر قرار داد که در این مناطق سطح زیر کشت بسیار کمتر از سطح زیر کشت در مناطق مرکزی حوضه است.

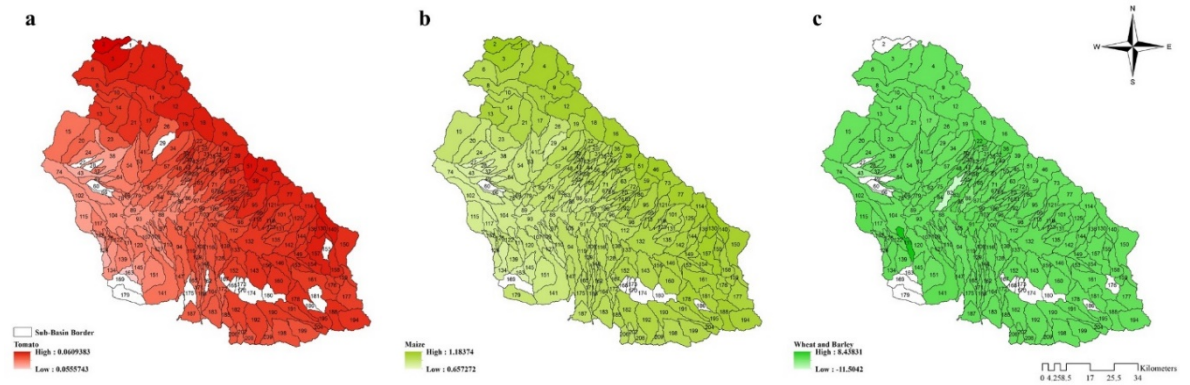


شکل ٦- توزیع متوسط میزان تولید محصول الف) گوجه‌فرنگی، ب) ذرت و ج) گندم و جو

Fig 6– Yield Average distribution of a) tomato, b) maize, c) wheat and barley

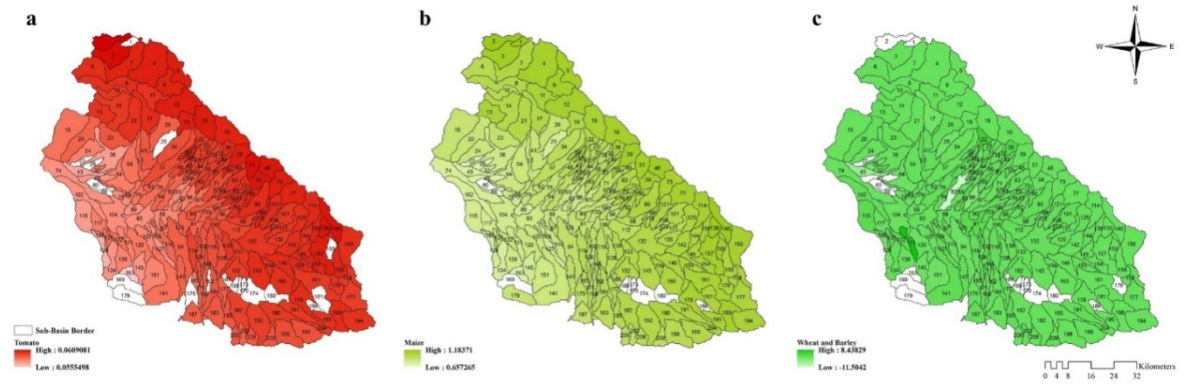
بهره‌وری اقتصادی و بهینه‌سازی

با بکارگیری روابط ۱۰ و ۱۱ متوسط بهره‌وری درآمد و سود برای هر یک از محصولات محاسبه گشته و نتایج این محاسبات در تصاویر ۷ الف، ۷ ب، ۷ ج، ۸ الف، ۸ ب و ۸ ج بترتیب برای محصولات گوجه‌فرنگی، ذرت و گندم و جو با یکای دلار بر متر مکعب آب نمایش داده شده است.



شکل ۷- توزیع میانگین بهره‌وری درآمد در سطح حوضه و زیرحوضه برای محصولات الف) گوجه‌فرنگی، ب) ذرت و ج) گندم و جو

Fig 7– Income productivity average distribution in basin and sub-basins for crops a) tomato, b) maize, c) wheat and barley



شکل ۸- توزیع میانگین بهره‌وری سود در سطح حوضه و زیرحوضه برای محصولات الف) گوجه‌فرنگی،ب) ذرت و ج) گندم و جو

Fig 8- Profit productivity average distribution in basin and sub-basins for crops a) tomato, b) maize, c) wheat and barley

شکل‌های ۷ و ۸ کمترین میزان بهره‌وری درآمد و سود برای محصول گندم و جو با ارزش منفی نشان می‌دهد. ارزش منفی بدین معنی است که در این مناطق مقدار بارش بیشتر از مقدار تبخیر-تعرق بوده و در نتیجه مخرج رابطه‌های ۱۰ و ۱۱ منفی شده و در نتیجه میزان بهره‌وری‌ها منفی شده است. بدلیل اینکه گندم و جو محصولات زمستانه هستند و بیشترین میزان بارش در منطقه در فصل سرد سال اتفاق میافتد این مقادیر قابل پیش‌بینی بودند. دو زیر حوضه ۴۳ و ۸۲ مقدار بهره‌وری منفی محاسبه شده است. این موضوع بدان معنا است که در سال آبی ۲۰۱۴ و ۲۰۱۵ در این دو حوضه احتمال تغذیه آب زیرزمینی بدلیل بیشتر بودن میزان بارش از میزان تبخیر-تعرق وجود دارد.

بیشترین ارزش بهره‌وری درآمد و سود متعلق به محصول گندم و جو است که محصولات زمستانه و اغلب دیم هستند. در نتیجه مقدار آبی که برای آبیاری به کار می‌رود برای این محصول بسیار کم است، و با توجه به روابط ۱۰ و ۱۱ در صورتی که مقدار مخرج کسر به صفر میل کند، میزان بهره‌وری نیز به بینهایت میل خواهد نمود. از میان محصولات تابستانه ذرت دارای بیشترین میزان بهره‌وری درآمد و سود می‌باشد، این مسئله را می‌توان مربوط به طول دوره رشد و نوع گیاه دانست. ذرت برای رسیدن به بلوغ و آمادگی محصول برای برداشت تنها ۱۱۰ روز نیاز دارد اما از طرف دیگر گوجه‌فرنگی به ۱۴۵ روز برای رسیدن به بلوغ و آمادگی برای برداشت نیاز دارد. گیاهان به صورت کلی به دو دسته چهار کربنه و سه کربنه تقسیم می‌شوند. در این مطالعه ذرت یک گیاه چهار کربنه است و گوجه‌فرنگی یک گیاه سه کربنه. بطور کل گیاهان چهار کربنه میزان تولید ماده خشک[1] بیشتری نسبت به گیاهان سه کربنه، با مصرف مقدار مساوی آب دارند که منجر به بالاتر بودن میزان بهره‌وری آب در این محصولات می‌شود.

جدول شماره ۳ سطح زیرکشت محصولات را قبل و بعد از بهینه‌سازی برای سناریو اولیه (میزان برداشت از منابع آب زیرزمینی برابر و یا کمتر مقدار آب تجدیدپذیر باشد.) نشان می‌دهد. جدول شماره ۴ سطح زیرکشت محصولات قبل و بعد از بهینه‌سازی با در نظر گرفتن سناریو ثانویه (میزان برداشت از منابع آب زیرزمینی برابر و یا کمتر ۸۰ درصدمقدار آب تجدیدپذیر باشد) نشان می‌دهد.

جدول ۳- سطح زیر کشت قبل و بعد از بهینه‌سازی برای سناریو اولیه

Table 3– Cultivation area before and after optimization for first scenario

	گوجه‌فرنگی Tomato	ذرت Maize	گندم و جو Wheat and Barley	کل سطح کشت Total crop area
سطح زیرکشت قدیم Old cultivation area (m3)	98710917.12	415363089.1	420860422.7	934934428.8
سطح زیرکست جدید New cultivation area (m3)	19742183.42	415363089.1	188982124	624087396.5
نسبت کشت Cultivation ratio	0.2	1	0.45	0.667

جدول ٤- سطح زیر کشت قبل و بعد از بهینه‌سازی برای سناریو اولیه

Table 4– cultivation area before and after optimization for second scenario

	گوجه‌فرنگی Tomato	ذرت Maize	گندم و جو Wheat and Barley	کل سطح کشت Total crop area
سطح زیرکشت قدیم Old cultivation area (m3)	98710917.12	415363089.1	420860422.7	934934428.8
سطح زیرکست جدید New cultivation area (m3)	19742183.42	415363089.1	133823393.4	568928665.9
نسبت کشت Cultivation ratio	0.2	1	0.32	0.608

نتایج این بهینه‌سازی در هر دو سناریو نشان دادند که سطح زیرکشت گوجه‌فرنگی باید بیشترین تغییر (کاهش به ۲۰ درصد سطح زیر کشت فعلی) را داشته باشد و محصول ذرت تغییری در سطح زیرکشت آن صورت نپذیرد. بطور کل در حوضه سطح زیرکشت باید به ۶۶ درصد کاهش یابد تا سطح آب زیرزمینی در طول سال ثابت باقی بماند. تنها با کاهش ۶درصد در سطح زیرکشت نسبت به سناریو اولیه آب زیرزمینی به میزان ۲۰درصد آب تجدیدپذیر تغذیه خواهد

1- Biomass

شد.

بحث و نتیجه‌گیری کلی

در مجموع برای حفظ منابع آب زیرزمینی و یا حتی برگرداندن این ذخایر به حالت پیشین، سطح زیرکشت در صورت ثابت باقی ماندن الگو کشت،باید کاهش یابد. اما این راه حل غیر واقعی بوده چرا که افراد بسیاری شغل خود را به دلیل کاهش مزارع از دست خواهند داد. در این مطالعه تنها چهار محصول مورد مطالعه قرار گرفت. بنظر می‌رسد بهترین راه حل معرفی محصولات جایگزین است. در معرفی محصولات جایگزین چند نکته باید مد نظر قرار گرفته شود همچون بهره‌وری سود، تطابق اقلیمی و دانش عمومی کشاورز در خصوص نحوه کشت محصول جایگزین. از آنجایی که کشاورزان همیشه به دنبال کسب بیشترین درآمد هستند، محصولات جایگزین باید سودی برابر و یا بیشتر از محصولات پیشین برای کشاورز به ارمغان بیاورد، همچنین هر محصولی نیاز به اقلیم و سرایط آب و هوایی خاص خود را دارد که این موضوع باید به دقت مورد بررسی قرار گیرد و در نهایت کشاورزان برای کشت و کار به محصول جدید باید آموزش ببینند.

منابع

1. Ali, A., Behera, B. 2016. Factors influencing farmers′ adoption of energy-based water pumps and impacts on crop productivity and household income in Pakistan. RenewSustain Energy Rev. 54: 48–57.
2. Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO, Rome.
3. Allen, R.G., Tasumi, M., Trezza, R., Waters, R., Bastiaanssen, W. 2002. Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL)–Advanced training and Users Manual. Kimberly Idaho Implement.
4. Allen, R.G., Trezza, R., Tasumi, M. 2002. Surface energy balance algorithms for land. Advance training and users manual, version 1.0. Kimberly.
5. Bastiaanssen, W.G.M., Menenti, M., Feddes, R.A., Holtslag, A.A.M. 1998a. A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL). 1. Formulation. J. Hydrol. 212: 198–212.
6. Bastiaanssen, W.G.M., Pelgrum, H., Wang, J., Ma, Y., Moreno, J.F., Roerink, G.J., Van der Wal, T. 1998b. A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL).: Part 2: Validation. J. Hydrol. 212: 213–229.
7. Cai, X., Rosegrant, M.W. 2003. 10 World Water Productivity: Current Situation and Future Options. Water Product. Agric. limits Oppor.
8. Congalton, R.G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. Remote Sensing Environment. 37: 35–46.
9. Dehghan, H., Alizadeh, A., Ansari, H., Haghayeghi, M.S.A. 2011. Evaluation of Water Productivity Indicators in Wheat Irrigated Fields (Case Study: Neyshabur Plain).Iranian Journal of lrrigation and drainage. 5: 263-275.
10. Doorenbos, J., Kassam, A.H. 1979. Yield response to water. Irrigation Drainage Paper. 33: 257.
11. Duda, R.O., Hart, P.E., Stork, D.G. 1998. Pattern Classification (2nd ed.). Computer Complex.
12. Foody, G.M., Camobell, N.A., Trodd, N.M., Wood, T.F. 1992. Derivation and applications of probabilistic measures of class membership from the maximum-likelihood classification. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. 58: 1335–1341.
13. Geerts, S., Raes, D. 2009. Deficit irrigation as an on-farm strategy to maximize crop water productivity in dry areas. Agricultural Water Management. 96: 1275–1284.
14. Haghayeghi Moghaddam Akbari, M., SadrGhaen, S.H., S.A. 2014. Investigation of the effect of changing irrigation methods from traditional to modern on compensating the deficit in Neyshabour plain aquifer using the SWAP model. Iran Water Research Journal. 15: 125–133.
15. Hoseini, A., Farajzadeh, M., Velayati, S. 2005. The water crisis analysis in Neishaboor plain with considering environmental planning. Khorassan-Razavi Regional Water Company, Mashad, Iran.
16. Izady, A., Davary, K., Alizadeh, A., Ghahraman, B., Sadeghi, M., Moghaddamnia, A. 2012. Application of “panel-data” modeling to predict groundwater levels in the Neishaboor Plain, Iran. Hydrogeology Journal. 20: 435–447.
17. Jia, K., Wu, B., Tian, Y., Zeng, Y., Li, Q. 2011. Vegetation classification method with biochemical composition estimated from remote sensing data.International journal of remote sensing. 32: 9307–9325.
18. Li, Z.-L., Tang, B.-H., Wu, H., Ren, H., Yan, G., Wan, Z., Trigo, I.F., Sobrino, J.A. 2013. Satellite-derived land surface temperature: Current status and perspectives. Remote Sensing of Environment. 131: 14–37.
19. Liang, S. 2001. Narrowband to broadband conversions of land surface albedo I: Algorithms. Remote Sensing of Environment. 76: 213–238.
20. Mutambara, S., Darkoh, M.B.K., Atlhopheng, J.R. 2016. A comparative review of water management sustainability challenges in smallholder irrigation schemes in Africa and Asia. Agricultural Water Management. 171: 63–72.
21. Peters, J. 2015. The Many Band Combinations of Landsat 8. URL

http://www.exelisvis.com/Home/NewsUpdates/TabId/170/ArtMID/735/ArticleID/14305/The-Many-Band-Combinations-of-Landsat-8.aspx
22. Smith, R.B. 2010. The Heat Budget of the Earth's Surface Deduced from Space. *Yale University Center for Earth Observation: New Haven, CT, USA.*
23. Steduto, P., Hsiao, T.C., Fereres, E., Raes, D. 2012. FAO Irrigation and Drainage Paper 66. 70–87.
24. USGS, 2012. URL: http://glovis.usgs.gov/index.shtm\nhttp://glovis.usgs.gov/
25. Van Oort, P.A.J., Wang, G., Vos, J., Meinke, H., Li, B.G., Huang, J.K., van der Werf, W. 2016. Towards groundwater neutral cropping systems in the Alluvial Fans of the North China Plain. Agricultural Water Management. 165: 131–140.
26. Velayati, S., Tavassloi, S. 1991. Resources and problems of water in Khorasan province. Razavi, Mashhad, Iran.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 112-126

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۲۶-۱۱۲

Estimating Major Crop Water Productivity at Neyshabour Basin and Optimize Crop Area

Y. Pourmohamad[1]- M. Mousavi Baygi[2*]- A. Alizadeh[3]- A. N. Ziaei[4]- M. Bannayan Aval[5]

Received: 18-09-2016
Accepted: 05-12-2016

Introduction In current situation when world is facing massive population, producing enough food and adequate income for people is a big challenge specifically for governors. This challenge gets even harder in recent decades, due to global population growth which was projected to increase to 7.8 billion in 2025. Agriculture as the only industry that has ability to produce food is consuming 90 percent of fresh water globally. Despite of increasing for food demand, appropriate agricultural land and fresh water resources are restricted. To solve this problem, one is to increase water productivity which can be obtain by irrigation. Iran is not only exempted from this situation but also has more critical situation due to its dry climate and inappropriate precipitation distribution spatially and temporally, also uneven distribution of population which is concentrate in small area. The only reasonable solution by considering water resources limitation and also restricted crop area is changing crop pattern to reach maximum or at least same amount of income by using same or less amount of water. The purpose of this study is to assess financial water productivity and optimize farmer's income by changing in each crop acreage at basin and sub-basin level with no extra groundwater withdrawals, also in order to repair the damages which has enforce to groundwater resources during last decades a scenario of using only 80percent of renewable water were applied and crop area were optimize to provide maximum or same income for farmers.

Materials and methods The Neyshabour basin is located in northeast of Iran, the total geographical area of basin is 73,000 km2 consisting of 41,000 km2 plain and the rest of basin is mountains. This Basin is a part of Kalshoor catchment that is located in southern part of Binaloud heights and northeast of KavirMarkazi. In this study whole Neyshabour basin were divided into 199 sub-basins based on pervious study.Based on official reports, agriculture consumes around 93.5percent of the groundwater withdrawals in Neyshabour basin and mostly in irrigation fields, surface water resources share in total water resource withdrawals is about 4.2percent, which means that groundwater is a primary source of fresh water for different purposes and surface water has a minor role in providing water supply services in the Neyshabour basin. To determine crop cultivation area, major crops divided into two groups. two winter crops (Wheat and Barley) and two summer crops (Maize and Tomato). To accomplish land classification by using supervised method, a training area is needed, so different farms for each crop were chosen by consulting with official agricultural organization expert and multiple point read on GPS for each crop. The maximum likelihood (MLC) method was selected for the land cover classification. To estimate the amount of precipitation at each 199 sub-basins, 13 station data for precipitation were collected, these stations are including 11 pluviometry stations, one climatology station and one synoptic station. Actual evapotranspiration (ETa) is needed to estimate actual yield (Ya). Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL) technique were applied on Landsat 8 OLI images. To calculate actual ETa, the following steps in flowchart were modeled as tool in ArcGIS 10.3 and a spreadsheet file. To estimate actual crop yield, the suggested procedure by FAO-33 and FAO-66 were followed. Financial productivity could be defined in differently according to interest. In this study several of these definition was used. These definitions are Income productivity (IP) and Profit productivity (PP). To optimize crop area, linear programing technique were used.

Results and discussion average actual evapotranspiration result for each sub-basin are shown in context. In some sub-basins which there were no evapotranspiration are shown in white. And it happens in those sub-basins which assigned as desert in land classification. In figures 8 and 9 minimum amount of income and profit productivity for wheat and barley is negative, this number means in those area the value of precipitation is higher than value of evapotranspiration, so lower part of eq. 21 and 22 would be negative and in result water productivity would be negative. Since most of precipitation occurs during cold season of the year these numbers are expected. Two sub-basins of 43 and 82 has the value of negative, it means in these two sub-basins

1, 2, 3 and 4- PhD student, Professors and Assistant Professor of Water Science and Engineering Department of Agriculture Faculty of Ferdowsi University of Mashhad
(*- Corresponding Author Email: mousavi500@yahoo.com)
5- Professor of Agronomy Department of Agriculture Faculty of Ferdowsi University of Mashhad

groundwater are recharging during the year 2014-2015.The maximum value of income and profit productivity belong to wheat and barley which are winter crops and mostly rain fed, so amount applied water would be so low and in result productivity increased. Among the summer crops maize has the most income and profit income which can be interpret due to their growing period and the crop types. Maize has around 110 days to reach to maturity and harvest, on the other hand tomato needs 145 days to harvest. Some plant is C3 and some are C4. C4 plants produce more biomass than C3 crops with same amount of water which leads to more productivity. The results showed that tomato should have the most changes in area reduction (0.2) and maize should have no changes in both scenarios. Crop area should reduce to 66percent of current cultivation area to maintain ground water level and only 6percent reduction in cultivation area would result in 20percent groundwater recharging.

Conclusion to save groundwater resources or even retrieve the only water resource, cultivation area must reduce if the crop pattern will not change. In this study only four crops were studied. It seems best solution is to introduce alternative crop.

Keyword: Land Classification, Geograhic Information System, Groundwater, Remote Sensing, SEBAL Algorithm,

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 127-143

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۴۳-۱۲۷

شبیه‌سازی اثرات بلندمدت استفاده از پساب بر سلامت بهره‌برداران با رویکرد پویایی سیستم (مطالعه موردی: دشت ورامین)

حمزه علی علیزاده[1*]- عبدالمجید لیاقت[2]- تیمور سهرابی ملایوسف[3]

تاریخ دریافت:۱۳۹۴/۰۹/۰۴
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۳/۱۷

چکیده

رشد فزاینده جمعیت و صنعت در کلانشهر تهران باعث شده آب سدهای لتیان و ماملو به شرب تهران اختصاص یابد. بر اساس سیاست‌گذاری‌های کلان کشوری مقرر گردیده است با تخصیص آب سدهای لتیان و ماملو به شرب تهران، پساب تصفیه‌خانه جنوب تهران به کشاورزی دشت ورامین اختصاص یابد. بدیهی است که انتقال حجم عظیم پساب جنوب تهران به دشت ورامین دارای اثرات اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی زیادی می‌باشد. هدف از این مطالعه مدلسازی اثرات بلندمدت استفاده از فاضلاب بر سلامت کشاورزان دشت ورامین با استفاده از روش پویایی سیستم می‌باشد. سناریوهای عرضه آب تصفیه خانه جنوب عبارت بود از سناریو یک: حفظ شرایط موجود، سناریو دو: تخصیص کامل سد لتیان به شرب تهران، اختصاص ۲۰۰ میلیون مترمکعب فاضلاب تصفیه شده در فصل زراعی به کشاورزی منطقه و ۴۰ میلیون مترمکعب به تغذیه مصنوعی در فصل غیرزراعی از سال ۱۳۹۵ به بعد، سناریوی سه: سناریو دو منهای تغذیه مصنوعی و سناریو چهار: سناریو دو + تخصیص ۵۰ میلیون مترمکعب از سال ۱۴۱۰. نتایج نشان داد در صورت استفاده از فاضلاب خام تا سال ۱۴۲۰ غلظت عناصر مس و کادمیوم از حد مجاز عبور نموده و استفاده از فاضلاب اثرات بهداشتی زیانباری به همراه خواهد داشت. اما استفاده از پساب (فاضلاب تصفیه‌شده) تا حدود ۱۵۰ سال دیگر ایمن بوده و مشکلات بهداشتی ناشی از فلزات سنگین به بار نخواهد آورد. نتایج شبیه‌سازی غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی نشان داد در همه سناریوها تا سال۱۴۲۰ غلظت نیترات از حد مجاز جهت شرب عبور خواهد کرد. اعمال سناریوی چهار منجر به ایجاد کمترین غلظت نیترات و سناریو سه منجر به بیشترین غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی می‌شود.

واژه‌های کلیدی: ساختار حالت – جریان، حلقه علی معلولی، تغذیه مصنوعی، متغیر کلیدی

مقدمه

با توجه به کمبود منابع آب در بسیاری از مناطق کشور و افزایش حجم فاضلاب‌های شهری به دلیل افزایش جمعیت، استفاده مجدد از آنها اجتناب ناپذیر می‌باشد. پساب یکی از مهمترین منابع آب و مواد غذایی (کودها) برای آبیاری بویژه در مناطق خشک و نیمه خشک می‌باشد. در سال‌های اخیر استفاده از فاضلاب‌ها در جهان گسترش چشمگیری داشته است به طوریکه که حدود ۱۰ درصد از کل آبیاری جهان با استفاده از فاضلاب‌ها انجام می‌شود (۱۴). در چین حدود ۴ میلیون هکتار اراضی با فاضلاب خام و ۱۳۰ هزار هکتار با فاضلاب تصفیه‌شده آبیاری می‌شوند. کشورهای مکزیک، فلسطین اشغالی و مصر نیز جزء کشورهای پیشرو در استفاده از پساب می‌باشند (۲۶). در کشورهای در حال توسعه، به دلیل هزینه‌های بالای تصفیه، فاضلاب به صورت خام و یا تصفیه اولیه و عمدتاً برای آبیاری محصولات کشاورزی استفاده می شود. در کشورهای توسعه یافته، فاضلاب برای استفاده در کشاورزی، صنعت و برای مقاصد مسکونی غیر شرب و تا حد تصفیه ثانویه و پیشرفته تصفیه می‌شود. در کشورهای در حال توسعه فاضلاب درآمد، اشتغال و امنیت غذایی را برای مردم فراهم می‌کند. در کشورهای توسعه یافته پساب به عنوان مکمل منابع آب موجود و به عنوان یک روش برای کاهش دفع مواد مغذی به پیکره‌های آبی مورد استفاده قرار می‌گیرد (۱۹). مهمترین چالش پیش روی کشورهای در حال توسعه رشد سریع جمعیت، تولید حجم عظیم و فزاینده‌ای فاضلاب‌ها و محدودیت‌های اقتصادی تصفیه فاضلاب می‌باشد (۲۵). نتایج تحقیقات موجید و همکاران (۲۰) در بنگلادش نشان داد کشاورزان و ساکنین منطقه در مورد استفاده از فاضلاب خام شهری برای آبیاری محصولات کشاورزی دارای دو دیدگاه کاملا

۱- استادیار گروه مهندسی آب، دانشگاه ایلام
(*- نویسنده مسئول: Email:H.alizadeh@Ilam.ac.ir)
۲ و ۳- استادان گروه آبیاری، دانشگاه تهران
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.51069

مخالف می‌باشند. عده‌ای از کشاورزان استفاده از فاضلاب خام را به علت در دسترس بودن، هزینه پایین و افزایش حاصلخیزی خاک می‌پسندیدند. از طرف دیگر استفاده از فاضلاب به علت بوی بد، وجود حشرات، تاول دست و پا و آسیب دیدن پمپ‌ها به علت مواد جامد معلق از پذیرش اجتماعی برخوردار نبود. جانگ و همکاران (۱۵) طی تحقیقی ۵ ساله اثرات استفاده از فاضلاب شهری تصفیه شده بر عملکرد و اجزاء عملکرد برنج را مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج آنها نشان داد که استفاده از پساب تصفیه شده و فاضلاب خام به طور معنی‌داری عملکرد برنج را نسبت به استفاده از آب زیرزمینی افزایش داده است. همچنین استفاده از فاضلاب تصفیه شده اثرات سوء محیطی نداشته لیکن استفاده بلند مدت آن نیازمند پایش مرتب می‌باشد. با توجه به مطالب بالا می‌توان بیان داشت که هر چند استفاده از پساب دارای اثرات مثبت فراوانی از جمله حفظ منابع آب شیرین، افزایش منابع آب قابل عرضه به شرب، کاهش مخاطرات زیست‌محیطی به واسطه رهاسازی پساب‌ها در پیکره‌های منابع (۱۶)، افزایش عملکرد محصولات زراعی (۶)، کاهش هزینه خرید کودهای شیمیایی (۸)، فراهم نمودن امکان دفع ارزان فاضلاب، تغذیه آبخوان‌ها، اصلاح اراضی شور و افزایش مواد آلی خاک (۱۵)، کاهش وابستگی به آب زیرزمینی (۲۰)، افزایش درآمد، اشتغال و به تبع آن رفاه و وضعیت آموزش جامعه می‌باشد. لیکن استفاده از فاضلاب در برخی موارد باعث آلودگی آب و خاک و گیاه (۳۰)، کاهش مقبولیت اجتماعی و بازارپسندی محصولات و سرایت بیماری عفونی بین کارگران مزارع (۱۲) می‌شود. نظر به ابعاد مختلف فنی، اقتصادی و زیست‌محیطی بهره‌برداری از پساب، موفقیت برنامه‌های بهره‌برداری از این منابع آب در گرو لحاظ همه ابعاد در کنار هم و به صورت یک سیستم به هم پیوسته می‌باشد. روش پویایی سیستم که بر پایه ساختار مدارکنترلی بنا شده است، امکان مطالعه ساختار و رفتار سیستم‌های پیچیده اقتصادی، اجتماعی، زیستی و فنی را فراهم می‌کند. در این روش سیستم‌های پیچیده واقعی توسط بازخوردهای متعدد، تأخیر زمانی، ذخیره‌سازی و از طریق معادلات دیفرانسیل مربوط به هم توصیف می‌شوند (۳۴). مطالعات زیادی در زمینه پویایی سیستم‌ها از جمله در زمینه مدیریت یکپارچه منابع آب (۱۳ و ۳۴)، مدیریت عرضه و تقاضای منابع آب (۲ و ۷)، تخصیص منابع آب (۱۷)، بهینه‌سازی تصفیه فاضلاب شهری (۲۱) و مدیریت کم‌آبی (۱۸) انجام شده است. همانطور که اشاره شد، در حوزه بهره‌برداری و مدیریت پساب مطالعات مختلفی انجام شده است. این تحقیقات گستره‌ی وسیعی از مسائل منابع آب، کشاورزی، اقتصاد، محیط زیست، بهداشت و ... را در بر می‌گیرد. اما وقتی یک مدیر و یا برنامه‌ریز بخواهد تصمیمی جهت مدیریت بهره‌برداری از پساب بگیرد، هیچ یک از این تحقیقات به تنهایی نمی‌تواند نیاز وی را تأمین کند. علت این است که این تحقیقات در کنار هم و به شکل یک مجموعه و یا سیستم دیده نشده است. این مطالعه بخشی از مدل جامع و پویای بهره‌برداری از پساب موسوم به VarSim می‌باشد (۲۹) که به بررسی اثرات بلندمدت استفاده از پساب تصفیه‌خانه جنوب تهران بر سلامت بهره‌برداران و کشاورزان دشت ورامین می‌پردازد. VarSim مجموعه عوامل اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی موثر بر مدیریت پساب را در کنار هم و به شکل یک مجموعه یا سیستم مورد بررسی قرار داده و از این طریق پایداری اقتصادی و زیست‌محیطی سناریوهای مختلف را مورد آزمون قرار می‌دهد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

دشت ورامین با مساحت ۱۵۸۴کیلومترمربع در جنوب شرقی تهران و بین طول‌های جغرافیایی ۵۱ درجه و ۳۰ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۵۵ دقیقه شرقی و عرض جغرافیایی بین ۳۵ درجه و ۱۰ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۴۶ دقیقه شمالی واقع شده است. در جدول ۱ وضعیت موجود الگوی کشت، ترکیب کشت، میزان تولید و عملکرد در واحد سطح انواع محصولات آبی زراعی و باغی دشت ارائه شده است. در این سال نیاز آبی ناخالص الگوی کشت وضع موجود حدود ۶۹۰ میلیون مترمکعب و مصارف واقعی آب کشاورزی حدود ۶۲۰ میلیون مترمکعب (۹۰ درصد تامین نیاز) بوده که ۳۵۰ میلیون مترمکعب آن از طریق آب زیرزمینی و ۲۷۰ میلیون مترمکعب آن از طریق آب‌های سطحی تامین شده است (۳۳).

جمع مصارف سالانه آب دشت ورامین حدود ۷۰۹/۳۵ میلیون متر مکعب است که ۳۵ درصد آن (۲۵۰/۴۷ میلیون متر مکعب) از جریانهای سطحی و چشمه‌های ارتفاعات تامین می‌شود و ۶۵ درصد بقیه (۴۵۸/۸۸ میلیون متر مکعب) از منابع آب زیرزمینی شامل چاه، قنات و چشمه‌های آبرفتی می‌باشد. ۸۷/۲ درصد منابع آب منطقه به مصرف کشاورزی، ۹/۸۵ درصد به مصرف شرب و ۲/۹۵ درصد به مصرف صنعت می‌رسد. در جدول ۲ مشخصات کمی و کیفی منابع آب مصرفی دشت و در جدول ۳ خلاصه‌ای از مشخصات دشت ورامین ارائه شده است.

سناریوهای مورد ارزیابی

منابع آب سطحی دشت ورامین شامل آب تصفیه‌خانه جنوب تهران، سدهای لتیان و ماملو از طریق شبکه ورامین، نهرهای جنوب تهران (فاضلاب خام نهرهای سرخه‌حصار، فیروزآباد و ...) و هرزآبهای رودخانه جاجرود در قسمت جنوبی دشت می‌باشد. با احداث سد لتیان و متعاقب آن سد ماملو از مجموع آب تنظیمی این دو سد حدود ۲۰۰ میلیون مترمکعب به کشاورزی دشت ورامین اختصاص داده شد (۵). لیکن رشد فزاینده جمعیت و صنعت در کلانشهر تهران باعث شده تا

عملاً تمامی آب سد لتیان به شرب تهران اختصاص یابد.

جدول ۱- وضعیت موجود کشاورزی و تولیدات کشاورزی دشت ورامین

Table 1- The current condition of agriculture and agricultural products of Varamin plain

عنوان Title	باغات Gardens	واحد Unit	گندم Wheat	جو Barley	پنبه Cotton	خربزه Melons	خیار Cucumber	گوجه Tomato	سبزی Vegetable	یونجه Alfalfa	سورگوم Sorghum	سایر Others	مجموع Sum
مساحت Area	874	Ha	16926	17274	1642	1771	1121	3866	3521	3556	2518	417	53486
درصد Percent	1.63	%	31.65	32.3	3.07	3.31	2.10	7.33	6.58	6.65	4.71	0.78	100
عملکرد Yield	-	ton/ha	4.95	4.0	4.9	13.5	17.0	35.0	28.0	10.5	48.0	4.5	-
تولید Production	8257	ton	83784	69096	8046	69096	19057	135310	98588	37338	120864	1876	651312

جدول ۲- کمیت و کیفیت آب مصرفی دشت ورامین

Table 2- The quantity and quality of water in Varamin plain

منبع مصرف	کمیت Quantity (MCM)	کیفیت quality (mg/lit)											
		روی Zn	کادمیوم Cd	نیکل Ni	کروم Cr	آهن Fe	سرب Pb	فسفر P	پتاس K	نیترات N	BOD_5	COD	شوری TDS
تصفیه شده Treated waste	70-90	nd	0.001	0.05	0.01	0.30	0.32	6.2	-	25	9.48	21.66	381
نهرهای جنوب South streams	50-60	2.3	0.015	0.1	0.01	0.6	1.5	12.7	40	50	55	60	1222
آب زیرزمینی Groundwater	350-360	nd	nd	nd	0.006	nd	0.033	5.0	15.7	2.5	nd	nd	1100
سدها Dam	100-150	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1.9	1.35	4.5	330

جدول ۳ - برخی از مشخصات منطقه مورد مطالعه

Table 3 - Some of the characteristics of the study area

عنوانTitle	واحدUnit	مقدار Value	عنوانTitle	واحدUnit	مقدار Value
متوسط دما mean temperature	C^0	17.4	جمعیت منطقه Population	نفر	822866
عمق آب زیرزمینی GW depth	M	3-150	متوسط بارندگی rainfall	mm	164.7
ضریب ذخیره آبخوان Storage coefficient	%	6	متوسط تبخیر Evaporation	mm	2554
آب زیرزمینی تجدیدپذیر renewable	M.C.M	381	کل اراضی کشاورزی Area	ha	53468
سهم کشاورزی از مصرف آب Ritio of agricultural water use	%	78.2	حجم استاتیک آبخوان aquifer volume	M.C.M	4000

کمبود منابع آب سطحی باعث فشار مضاعف به منابع آب زیرزمینی دشت شده است. به طوریکه از سال ۱۳۷۴ تاکنون سطح آب زیرزمینی دشت بطور متوسط سالانه حدود ۱/۸ متر افت نموده است. این امر منجر به کاهش ضخامت لایه آبدار و حجم استاتیک آبخوان به ترتیب از حدود ۸۰ متر و از ۵/۵ میلیارد مترمعکب در سال ۱۳۶۷ به ۴۵ متر و ۴/۵ میلیارد مترمکعب در سال ۱۳۹۱ شده است. بر اساس سیاست‌گذاری‌های کلان کشوری مقرر گردیده است با تخصیص آب سد لتیان به شرب تهران، پساب تصفیه‌خانه جنوب شرق تهران به کشاورزی دشت ورامین اختصاص یابد. براساس اطلاعات دریافتی از آب و فاضلاب تهران، ظرفیت تصفیه‌خانه جنوب در زمان بهره‌برداری کامل در ۸ فاز طراحی شده ۱۰/۴ مترمکعب بر ثانیه و با احتساب قابلیت اضافه بار ۲۵ درصد تا ۱۳/۰ مترمکعب در ثانیه (معادل حدود ۲۸۰ میلیون مترمکعب) قابل ارتقاء می‌باشد. مهمترین سناریوهای عرضه آب تصفیه خانه جنوب عبارتند از: سناریو

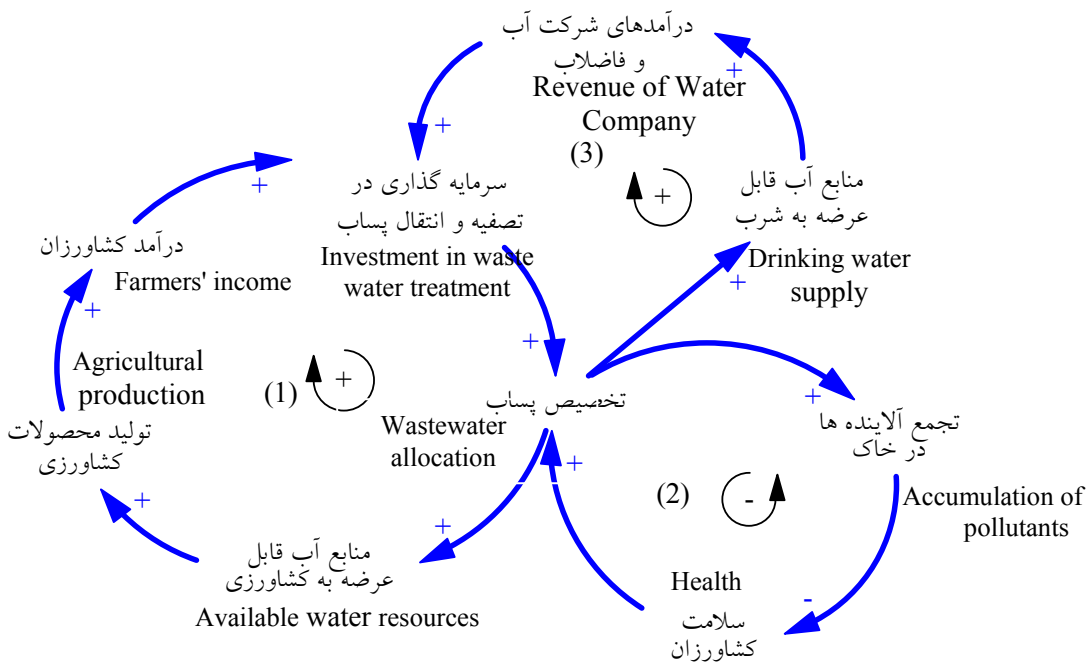
یک: حفظ شرایط موجود، سناریو دو: تخصیص کامل سد لتیان به شرب تهران، اختصاص ۲۰۰ میلیون مترمکعب فاضلاب تصفیه شده در فصل زراعی و ۴۰ میلیون مترمکعب به تغذیه مصنوعی در فصل غیرزراعی از سال ۱۳۹۵، سناریو سه: سناریو دو منهای تغذیه مصنوعی و سناریو چهار: سناریو دو + تخصیص ۵۰ درصد مدول‌های ۷ و ۸ از سال ۱۴۱۰ به بعد به حجم تقریبی ۵۰ میلیون مترمکعب. بدیهی است که انتقال حجم عظیم پساب جنوب تهران به دشت ورامین دارای اثرات اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی زیادی می‌باشد. از این رو مدلی که بتواند تمامی ابعاد مطرح در بهره‌برداری از پساب‌ها و برهم‌کنش‌های اتخاذ شیوه‌های مختلف بهره‌برداری را شبیه‌سازی کند و با آن مدل بتوان راهکارهای طراحی و مدیریتی مختلف را سنجید می‌تواند کمک زیادی به حل مسایل این بخش کند.

تدوین مدل مفهومی

همانطور که پیشتر بیان شد، این مطالعه بخشی از مدل جامع بهره‌برداری از می‌باشد که به بررسی اثرات بلندمدت بهره‌برداری از پساب تصفیه‌خانه جنوب تهران بر سلامت بهره‌برداران می‌پردازد. مدل VarSim شامل پنج زیرمدل، تقاضای آب (کشاورزی، صنعت و شرب)، عرضه آب، تنش‌های محیطی (تنش‌های شوری و کم‌آبی)، اقتصاد آب (هزینه‌های انرژی، هزینه‌های سرمایه‌گذاری، کف شکنی چاه‌ها، درآمد و ...) و محیط‌زیست (بیلان آب و املاح در خاک و آب زیرزمینی، سلامت جامعه) می‌باشد (جزئیات بیشتر مدل مفهومی در منابع ۴ و ۲۹).

تبیین (رفتار متغیرهای کلیدی) و شبیه سازی (فرموله کردن) فرضیه‌های دینامیکی

در مدلسازی پویا بعد از تدوین مدل مفهومی اثرات مثبت و منفی متغیرهای کلیدی در قالب روابط علی معلولی و بازخوردها تعیین می‌شود. در شکل ۱ یک نمونه ساده از حلقه‌های علی و معلولی بهره‌برداری و مدیریت پساب ارائه شده است. در حلقه اول، با افزایش تخصیص پساب، منابع آب موجود جهت برنامه‌ریزی و بهره‌برداری افزایش می‌یابد و به واسطه این افزایش منابع آب در دسترس تولید و درآمد حاصل از تولید محصولات زراعی افزایش می‌یابد و این افزایش درآمد، موجب افزایش امکان سرمایه‌گذاری در تصفیه و انتقال و بهره‌برداری پساب می‌شود، نهایتا افزایش سرمایه‌گذاری در تصفیه، انتقال و سیستم‌های بهره‌برداری از پساب به افزایش تخصیص پساب منجر خواهد شد (حلقه مثبت). در حلقه دوم، با افزایش تخصیص و بهره‌برداری از پساب، نرخ تجمع آلاینده ها در خاک افزایش یافته و در پی آن سلامت جامعه به خطر می‌افتد که این مسئله ما را مجبور به کاهش استفاده از پساب و یا قطع آن خواهد کرد (حلقه تعادلی یا منفی).



شکل ۱- نمونه‌ای از حلقه‌های علی و معلولی در آبیاری تحت‌فشار

Figure 1- Causal Loop Diagram for pressurized irrigation

در مرحله بعد (شبیه‌سازی) روابط بین متغیرها (متغیرهای کلیدی و متغیرهای کمکی) و مقادیر متغیرها (متغیرهای ثابت) تعیین می‌گردد. افق برنامه شبیه‌سازی ۳۵ ساله و واحد گام زمانی مورد استفاده در مدل ۱۰ روزه می باشد. تقاضای آب در بخش کشاورزی با توجه به نیاز آبی خالص الگوی کشت، سناریوهای الگوی کشت، ضرایب تنش آبی (Ks)، راندمان آبیاری (راندمان کاربرد وابسته به نوع خاک و سیستم آبیاری، راندمان انتقال و راندمان توزیع وابسته به نوع منبع آب) محاسبه شد. برای تخمین عملکرد در سناریوهای مختلف از رابطه دورنباس و کسام (۱۹۷۹) استفاده شد.

مدل قابلیت فراخوانی اطلاعات مربوط به اقلیم (شامل بارندگی، ET0 و دما)، عرضه آب (سدها، منابع آب زیرزمینی)، هیدرولوژی (خصوصیات فیزیوگرافی حوضه رودخانه و مسیل ها، CN، سطح آب زیرزمینی)، خصوصیات خاکشناسی (شوری عصاره اشباع، بافت خاک)، ضرایب گیاهی الگوی کشت (Ky ،Kc)، سطح زیرکشت و هزینه های کاشت، داشت برداشت در سناریوهای مختلف را دارا می‌باشد. برای شبیه‌سازی تغییرات تراز سطح و حجم آبخوان از معادله بقاء جرم استفاده شد (جزئیات بیشتر در منبع شماره ۴). شوری خاک و شوری آب زیرزمینی با استفاده از اصل بقاء جرم و تئوری حاکم بر نرم افزار Saltmod شبیه‌سازی می‌شود (۵).

بیلان عناصر در لایه سطحی خاک (عمق توسعه ریشه)

در این مطالعه برای بررسی بیلان املاح در خاک، انتقال توده‌ای و جذب سطحی مد نظر قرار گرفت و از ترم‌های پخشیدگی و انتشار آبی صرف‌نظر گردید. بیلان عناصر ماکرو و میکرو خاک بر اساس اصل بقاء جرم به صورت زیر انجام گرفت.

(۱)

$$CiWi - Md - Mhc + PCp - Msd + Mis_{t0} + Mfer + MR - Mdp = \Delta S$$

که در آن Ci: غلظت عنصر مورد نظر در آب آبیاری (mg/lit)، Wi: مقدار آب آبیاری (m^3/ha)، Mhc: مقدار عنصر جذب شده به وسیله گیاه (kg/ha)، Cp: غلظت عنصر مورد نظر در بارش (mg/lit)، P: مقدار بارش موثر (m^3/ha)، MSd: مقدار عنصر رسوب شونده در خاک (kg/ha) که با ایزوترم‌های جذب محاسبه شد، Mis مقدار اولیه عنصر مد نظر در خاک (kg/ha)، Mfer: مقدار عنصر اضافه شده از طریق کودها و سایر افزودنی‌ها (kg/ha)، MR: مقدار عنصری که از طریق رواناب شسته می‌شود (kg/ha)، Mdp جرم عنصر تلف شده از طریق نفوذ عمقی (kg/ha) و ΔS تغییرات املاح خاک (kg/ha) می‌باشد. در این مطالعه از غلظت آب باران و میزان انحلال صرف نظر شده است. مقدار عناصر ماکرو جذب شده (NPK) به وسیله گیاهان زراعی با توجه به مطالعات (۹) تعیین شد. برای تعیین مقدار عناصر میکرو جذب شده توسط محصولات زراعی مختلف به تفکیک منابع آب مورد استفاده از اطلاعات مطالعات انجام شده در دشت استفاده شد (۳ و ۳۲).

غلظت اولیه عناصر موجود در بخش مایع (قابل تبادل) و جامد (۵) خاک به صورت زیر محاسبه شد:

$$Mis_{t0} = Ce \times (\frac{\theta_S \times D_r}{100}) \times 10000 + \frac{S_{(to)} \times A \times Dr \times \rho_a}{1000} \quad (۲)$$

که در آن θs: رطوبت خاک در حالت اشباع، Dr: عمق توسعه ریشه (متر) و Ce غلظت عنصر در عصاره اشباع (mg/lit) در ابتدی شبیه‌سازی، $S_{(t0)}$ مقدار عنصر جذب سطحی خاک (g/Kg)، A مساحت ناحیه (هکتار) و ρ_a جرم مخصوص می‌باشد. مشخصات شیمیایی و فیزیکی خاک منطقه از مطالعات متعدد دشت ورامین استخراج شد. مهمترین مطالعات انجام شده در این زمینه عبارتند از: گزارش مطالعات نیمه‌تفضیلی خاکشناسی دشت شامل اندازه‌گیری کلیه مشخصات فیزیکی و شیمیایی (ظرفیت تبادل کاتیونی و غلظت عناصر ماکرو و میکرو) ۹۲ نمونه خاک از ۲۳ پروفیل دشت توسط آبساران (۱) و مطالعه طبری و صالحی (۳۱) که در آن غلظت عناصر ماکرو (N، P و K) و میکرو خاک (Fe، Zn، Cu، Pb و Ni) به تفکیک اراضی آبیاری شده با پساب و آب چاه اندازه‌گیری شد.

برای محاسبه و شبیه‌سازی غلظت عناصر در نفوذ عمقی، عناصر به دو دسته عناصر خنثی و واکنش‌پذیر تقسیم شدند. نیترات مهمترین عنصری که در این مطالعه (مانند اکثر تحقیقات) به عنوان عنصر خنثی در نظر گرفته شد. بر این اساس مقدار تلفات نیترات از عمق توسعه ریشه از رابطه نمایی شافر و همکاران (۲۸) برآورد شد (رابطه ۳). این رابطه بر اساس اصل بقاء جرم و لحاظ ترم‌های جذب گیاه، نیترات زدایی و رواناب محاسبه و ساده‌سازی شده است. رابطه شافر و همکاران (۲۸) اساس محاسبه تلفات نیترات در مدل NLEAP که یکی از معروف‌ترین مدل‌های بررسی انتقال نیترات به آب‌های زیرزمینی است (Kaluarachchi and Almasri, 2007)، می‌باشد.

$$NL = NAL \times [1 - \exp(\frac{-K \times WAL}{\omega})] \quad (۳)$$

که در آن NL نیترات آبشویی شده (kg/month)، NAL میزان نیترات قابل دسترس برای آبشویی (kg/month)، K ضریب آبشویی (بدون بعد) برابر ۱/۲ (۲۲)، WAL میزان آب قابل آبشویی (m^3) و ω حجم تخلخل خاک (m^3):

$$\omega = [1 - \frac{\rho b}{\rho a}] \times SD \times SA \quad (۴)$$

که در آن ρb، ρa، SD و SA به ترتیب وزن مخصوص ظاهری

(g/cm^3)، وزن مخصوص حقیقی (g/cm^3)، عمق خاک (متر) و مساحت ناحیه اراضی آبیاری شده (m^3) می‌باشد.

به منظور محاسبه غلظت عناصر واکنش‌پذیر شامل فلزات سنگین، پتاسیم و فسفر ابتدا ایزوترم‌های جذب عناصر مختلف تعیین شد. برای این منظور از خاک‌های منطقه ۳ نمونه ۱۵ کیلوگرمی به آزمایشگاه فرستاده شده و با روش‌های مرسوم ایزوترم‌های جذب املاح ترسیم شد. سپس با استفاده از پتانسیل ظرفیت جذب و همچنین مقدار اولیه عناصر موجود در خاک زمان بقاء املاح در عمق توسعه ریشه (زمان تکمیل فرایند رخنه) محاسبه شد. زمان تکمیل فرایند منحنی رخنه در عمق توسعه ریشه از رابطه زیر محاسبه می‌شد:

$$Tr = \frac{R \times L}{V} \qquad (۵)$$

که در آن Tr زمان تکمیل فرایند رخنه، R ضریب تاخیر در منحنی رخنه وابسته به نوع ایزوترم جذب (در ایزوترم جذب خطی $R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} Kd$ و در ایزوترم جذب لانگمویر $R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} \times \frac{\alpha Q}{(1+\alpha c)^2}$ می‌باشد)، L طول نمونه و V سرعت ظاهری حمل املاح در جریان توده‌ای می‌باشد. بعد از تکمیل منحنی رخنه مدل قادر است با محاسبه عمق پیشروی جبهه املاح و بر اساس قابلیت جذب هر لایه میزان نفوذ عمقی عنصر مورد نظر را محاسبه نماید. مدل با استفاده از حل معادله دیفرانسیلی زیر مقدار عنصر موجود در خاک را در هر بازه زمانی محاسبه می‌نماید:

$$Mis(t+dt) = Mis(t) + \Delta S \times dt \Rightarrow$$
$$Mis(t) = \int_{to}^{tn} (Is_t - Hs_t)dt + Mis(to) \qquad (۶)$$

که در آن IS_t و Hs_t به ترتیب مقدار عنصر ورودی و خروجی از خاک می‌باشد (رابطه ۱).

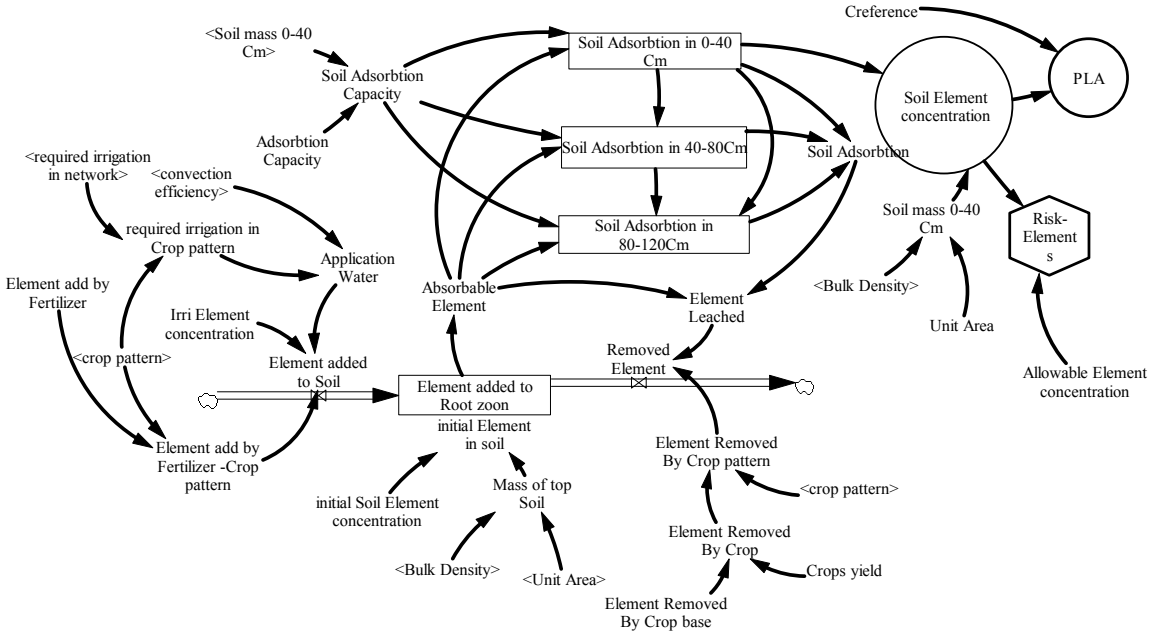
در نهایت می‌توان غلظت عناصر موجود در خاک در هر زمان ($Ce_{(t)}$) را محاسبه نمود:

$$C_e(t) = \frac{Mis(t)}{(\frac{\theta_S \times D_r}{100}) \times 10000} \qquad (۷)$$

در شکل ۲ ساختار حالت – جریان بیلان عناصر در سطح خاک ارائه شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود مدل قادر است بیلان عناصر را در لایه‌های ۴۰ سانتیمتری مورد بررسی قرار دهد. از آنجاییکه لایه ۴۰ سانتیمتر اول خاک در تماس مستقیم با بهره‌برداران است شاخص‌های سلامتی جامعه از جمله زمان عبور غلظت فلزات سنگین از حد مجاز در این لایه محاسبه شدند. شاخص بار آلودگی (PLI) را برای محاسبه درجه آلودگی خاک برای هر فلز بر اساس رابطه Liu و همکاران (۲۰۰۵) محاسبه شد.

$$PLI = \frac{C_S}{C_{ref}} \qquad (۸)$$

که در آن C_S و C_{ref} به ترتیب غلظت فلزات سنگین در خاک آبیاری شده با پساب و خاک مرجع می‌باشد.



شکل ۲- خلاصه ساختار حالت – جریان بیلان عناصر در سطح خاک

Figure 2- Key stocks - flows for nutrients Balance in soil

بیلان املاح و عناصر در منطقه انتقالی

از آنجا که منطقه غیر اشباع نقش اساسی در ذخیره و کنترل عناصر و جلوگیری از ورود یا به تعویق افتادن آلودگی‌ها به منابع آب زیرزمینی دارد بیلان عناصر در این ناحیه بسیار با اهمیت می‌باشد. در این مطالعه برای بررسی انتقال املاح و عناصر در خاک از معادله دارسی با لحاظ انتقال توده‌ای و جذب سطحی و صرف نظر کردن از پخشیدگی و انتشار آبی استفاده شد. برای محاسبه جذب سطحی در خاک ابتدا ایزوترم جذب عناصر با استفاده از عملیات صحرائی و آزمایشگاهی استخراج و ترسیم گردید. سپس برای بررسی ماندگاری عناصر در خاک منطقه انتقالی از ضریب تاخیر عناصر استفاده شد.

بیلان عناصر در آب زیرزمینی

برای بررسی انتقال املاح و عناصر در خاک از معادله دارسی استفاده شد. برای بررسی میزان املاح و آلودگی ورودی به آب زیرزمینی ابتدا زمان بقاء (زمان تاخیر) املاح در خاک محاسبه شد. سپس اگر زمان از ابتدای شبیه‌سازی کمتر از زمان بقاء باشد میزان املاح ورودی به آب زیرزمینی صفر و در غیر این صورت از معادله جریان همرفت میزان تخلیه به آب زیرزمینی محاسبه گردید. با توجه فاصله بسیار زیاد سطح آب زیرزمینی آبخوان آزاد از سطح زمین زمان تکمیل فرایند رخنه در اکثر عناصر طولانی بوده و انتقال املاح به آب زیرزمینی با تاخیر همراه می‌باشد. در مدل VarSim این تاخیرها از طریق Delay function بیان شد. در نهایت با تکمیل منحنی رخنه غلظت آب زیرزمینی بر اساس اصل بقاع جرم محاسبه می‌شد (همانند روابط ۱ تا ۷).

واسنجی و صحت‌سنجی مدل

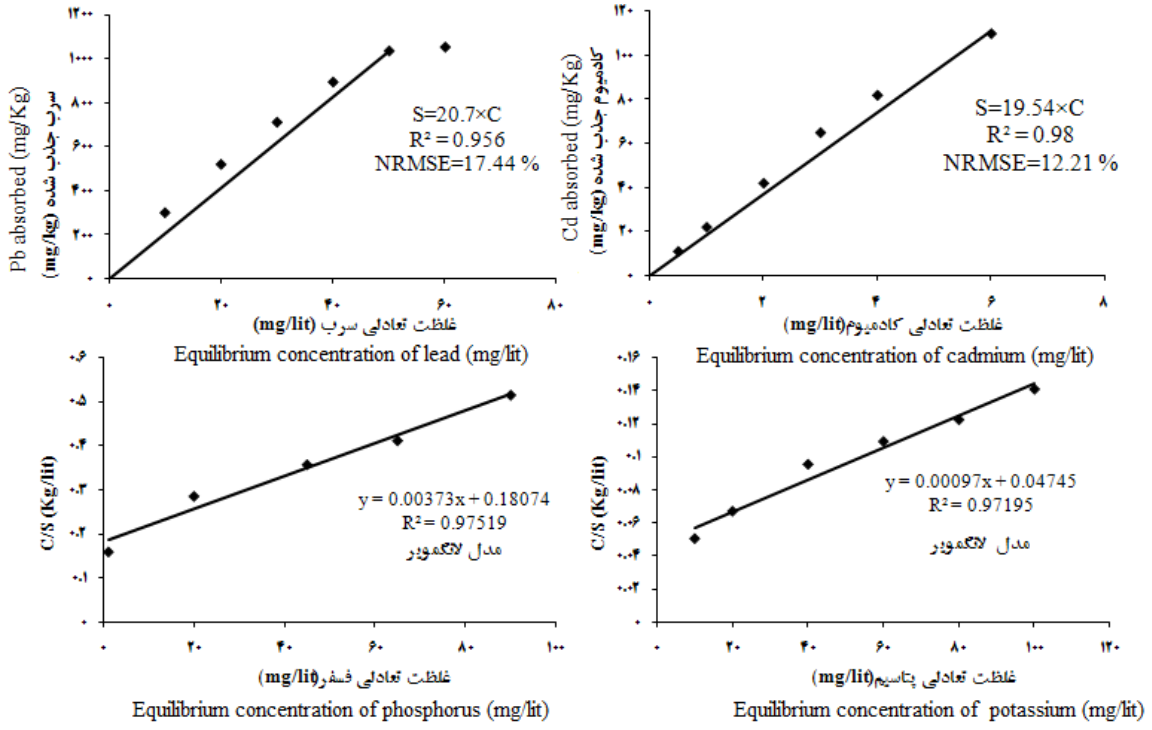
واسنجی پارامترهای مدل بر اساس اطلاعات هیدرولوژیکی ۲۰ سال منتهی به سال ۱۳۸۰ و صحت‌سنجی مدل با اطلاعات سال‌های۱۳۸۰ تا ۱۳۹۰ انجام گرفت. صحت‌سنجی مدل از دو طریق آزمون ساختار غیرمستقیم و صحت سنجی با اطلاعات مشاهده ای موجود انجام گرفت. آزمون های صحت سنجی ساختاری غیرمستقیم شامل اجرای تخصصی مدل بوده و می‌تواند عیب‌های مدل را غیرمستقیم مشخص نماید (۲۴). آزمون ساختاری مدل برای تک تک زیرمدل ها و برای کل مدل به صورت جداگانه از طریق آزمون ساختاری غیرمستقیم که به اصطلاح واقعیت مصنوعی نامیده می شود، انجام شد. در بخش صحت‌سنجی با اطلاعات مشاهده‌ای توانایی مدل در برآورد متغیرهای کلیدی مورد آزمون قرار گرفت که نتایج نشان دهنده توانایی مدل در برآورد متغیرهای کلیدی تراز آب زیرزمینی، کیفیت آب زیرزمینی، کیفیت خاک و عملکرد محصولات زراعی می‌باشد (جزئیات بیشتر در منابع ۴ و ۲۹).

یافته‌ها و بحث

شبیه‌سازی تجمع عناصر در لایه سطحی خاک (Top soil)

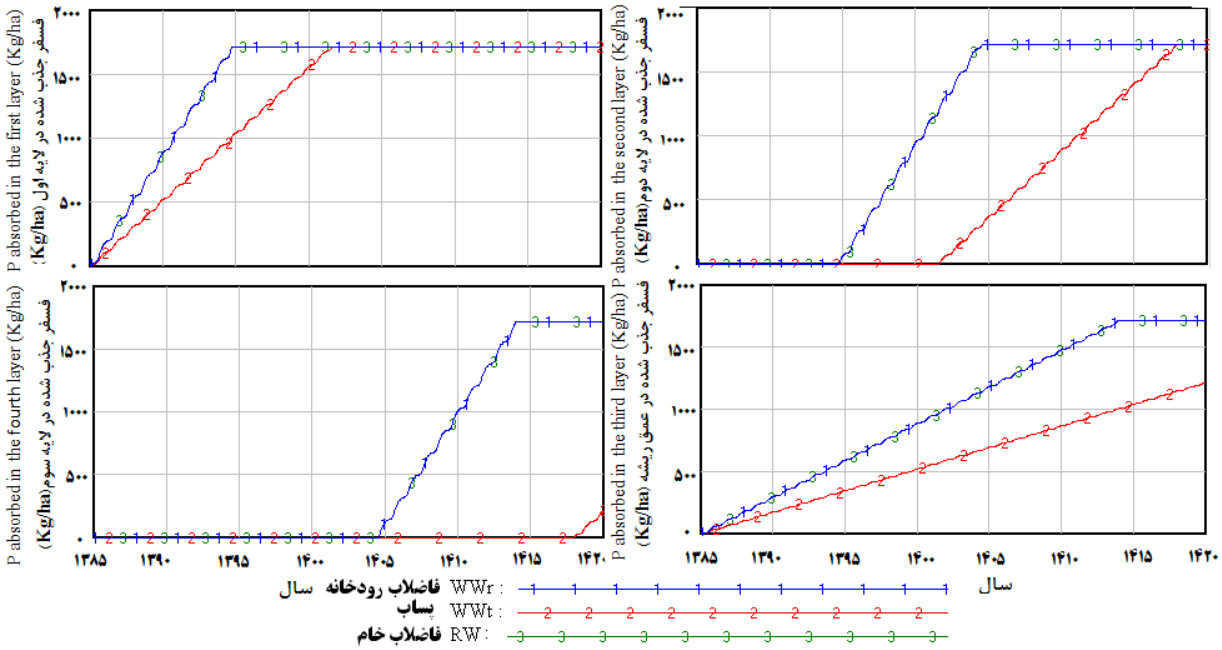
ایزوترم‌های جذب عناصر سرب، پتاسیم، کادمیوم و فسفر با مطالعات صحرایی و آزمایشگاهی لازم اندازه‌گیری و در شکل ۳ ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد که میزان جذب فلزات سنگین سرب و کادمیوم در غلظت تعادلی‌های مختلف از ایزوترم جذب خطی و میزان جذب عناصر پتاسیم و فسفر از ایزوترم جذب لانگمویر پیروی می‌کند. از آنجا که پتانسیل جذب عناصر مس، روی، آهن و کروم موجود بود (۲۷) ایزوترم آنها ترسیم نشد.

بعد از ترسیم ایزوترم‌های جذب و تعیین حداکثر ظرفیت جذب عناصر مختلف در لایه‌های متفاوت خاک بیلان عناصر شبیه‌سازی شد. به عنوان مثال در شکل ۴ میزان فسفر جذب شده توسط خاک در لایه‌های ۴۰-۰، ۸۰-۴۰، ۱۲۰-۸۰ و همچنین میانگین کل عمق توسعه ریشه ارائه شده است. بر این اساس در صورت استفاده از پساب خام و یا آب رودخانه شور (پساب‌های صنعتی + آب برگشتی کشاورزی) تا سال ۱۳۹۵ لایه ۴۰-۰ سانتیمتری خاک از فسفر اشباع شده و جبهه فسفر وارد لایه دوم می‌شود. در صورت استفاده از پساب تصفیه شده لایه ۴۰-۰ سانتیمتری سال ۱۴۰۲ اشباع شده و جبهه فسفر وارد لایه دوم می‌شود. به همین طریق در صورت استفاده از فاضلاب خام، در سال ۱۴۱۴ جبهه فسفر از منطقه ریشه عبور کرده و تلفات نفوذ عمقی فسفر شروع می‌شود. به عبارت دیگر حدود ۲۹ سال طول می‌کشد تا جبهه فسفر از عمق ۱/۲ متری توسعه ریشه عبور نماید. از این حیث نتایج این تحقیق با نتایج ریدن و پرات (۲۳) که نشان دادند برای رسیدن جبهه فسفر از سطح به عمق دو متری حدود ۴۰ سال زمان لازم می‌باشد، مشابهت دارد. به طور مشابه می‌توان با استفاده از پتانسیل جذب عناصر در لایه‌های مشخص و همچنین غلظت عناصر ورودی مدت زمان اشباع لایه‌های خاک را محاسبه نمود. در جدول ۴ مدت زمان لازم برای اشباع لایه ۴۰-۰ سانتیمتری از عناصر مختلف ارائه شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود سرعت انتقال فلزات سنگین در خاک بسیار پایین می‌باشد. مدت زمان لازم برای عبور جبهه فلزات سنگین سرب، نیکل، کادمیوم و کروم بین ۴۰۰ تا ۵۳۰۰ سال می‌باشد. از این حیث نتایج این تحقیق با نتایج اسکات (۲۶) و فودور و زابو (۱۰) مشابهت دارد. فودور و زابو (۱۰) طی تحقیقی نشان دادند که بیش از ۹۰ تا ۹۹ درصد فلزات سنگین (سرب، کادمیوم و کروم) در ۳۰ سانتیمتر اول خاک تجمع پیدا می‌کند.



شکل ۳- اندازه‌گیری ایزوترم جذب برخی از عناصر مهم در آزمایشگاه

Figure 3- Measurement of adsorption isotherms for some important elements in the laboratory



شکل ٤- شبیه‌سازی فسفر جذب شده در لایه‌های مختلف خاک

Figure 4- Simulation of absorbed phosphorus in different layers of soil

جدول ٤- شبیه‌سازی مدت زمان لازم برای اشباع لایه ٤٠-٠ سانتیمتری از عناصر

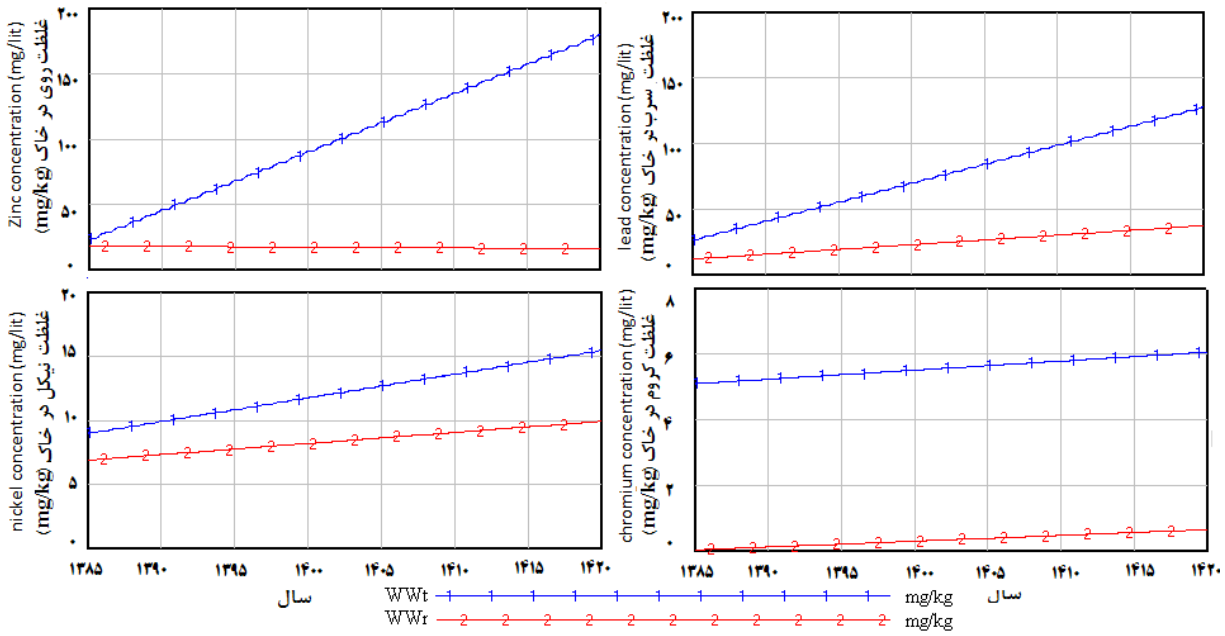
Table 4- simulation time required for saturation 40-0 cm layer of elements

عناصر Elements	منبع آب Water source	غلظت ورودی Concentration (mg/lit)	حداکثر ظرفیت جذب Maximum absorption (Kg/ha) capacity	زمان اشباع شبیه‌سازی شده با مدل Saturation time simulated by model
فسفر Phosphorus	فاضلاب خام Raw sewage	12	1715	10
	تصفیه شده Treated waste	6.2	1715	17
پتاسیم Potassium	فاضلاب خام Raw sewage	40	6200	14
	تصفیه شده Treated waste	10	6200	174
سرب Lead	فاضلاب خام Raw sewage	1.5	7680	414
	تصفیه شده Treated waste	0.4	7680	1659
روی Zinc	فاضلاب خام Raw sewage	2.3	1920	68
	تصفیه شده Treated waste	Negligible	1920	-
نیکل Nickel	فاضلاب خام Raw sewage	0.1	960	806
	تصفیه شده Treated waste	0.05	960	1719
کادمیوم Cadmium	فاضلاب خام Raw sewage	0.01	128	1120
	تصفیه شده Treated waste	0.001	128	-
کروم Chromium	فاضلاب خام Raw sewage	0.015	600	3338
	تصفیه شده Treated waste	0.01	600	5276
مس Copper	فاضلاب خام Raw sewage	2.3	2000	28
	تصفیه شده Treated waste	0.1	2000	1647

شاخص‌های بهداشتی استفاده از پساب

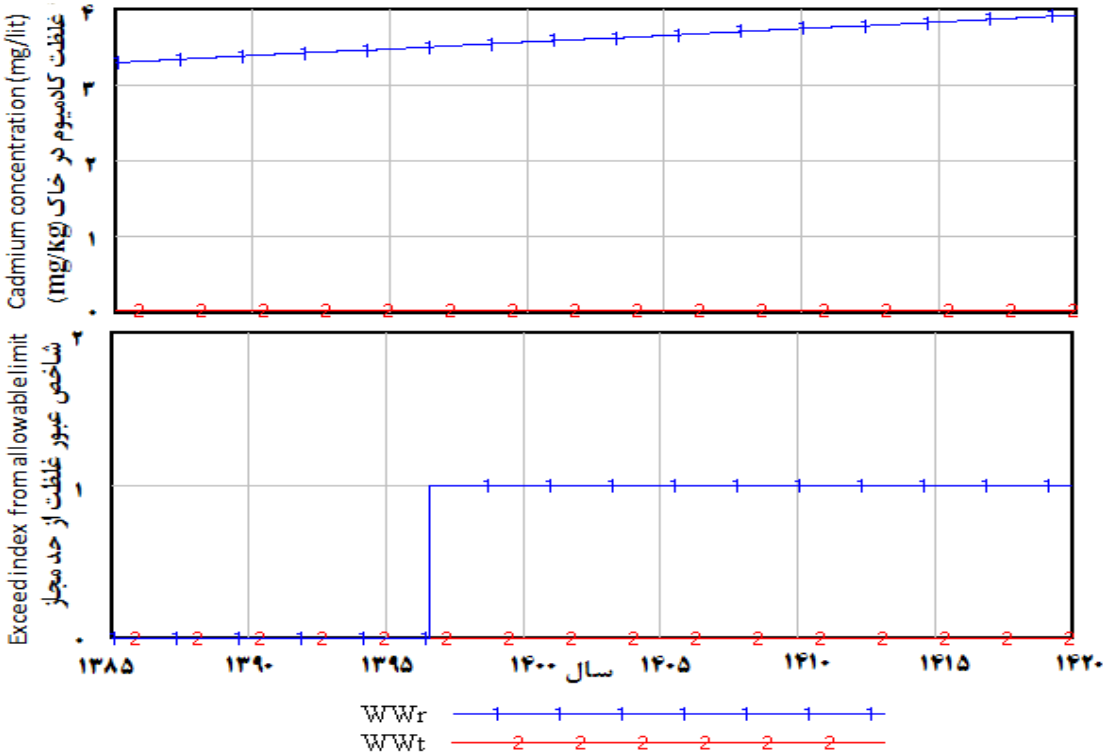
یکی از مهمترین فاکتورهای مورد نظر برای بررسی اثرات بهداشتی فلزات سنگین غلظت آنها در خاک می‌باشد. در شکل ۵ غلظت برخی از فلزات سنگین به تفکیک منبع آب مورد استفاده ارائه شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود با گذشت زمان بر غلظت عناصر موجود در خاک افزوده می‌شود. مدل VarSim قادر است با تعریف قیود حداکثر مجاز غلظت عناصر مدت زمان استفاده بی‌خطر از پساب با هر کیفیتی را اعلام نماید. به این صورت که هرگاه غلظت عناصر موجود در خاک از حداکثر مجاز بیشتر شد، مدل عدد یک را تایپ نموده و از این طریق به صورت گرافیکی زمان تجاوز از حد مجاز را نشان می‌دهد. به عنوان مثال در شکل ۶ غلظت کادمیوم در خاک و زمان عبور غلظت خاک از حداکثر غلظت مجاز ارائه شده است. بر این اساس در صورت مداومت استفاده از فاضلاب خام در ۱۳۹۷ غلظت کادمیوم از حد مجاز عبور می‌نماید. به همین ترتیب مدت زمان استفاده مطمئن از پساب با توجه به غلظت عناصر و همچنین حد مطمئن بهداشتی (Safe limit) محاسبه و در جدول ۵ ارائه شده است. بر این اساس در صورت استفاده از فاضلاب خام تا سال ۱۴۲۰ غلظت عناصر مس و کادمیوم از حد مجاز عبور نموده و استفاده از فاضلاب اثرات بهداشتی زیانباری به همراه خواهد داشت. اما استفاده از پساب (فاضلاب تصفیه‌شده) تا سال‌های سال ایمن

خواهد بود. به طوریکه تا ۱۵۰ سال دیگر استفاده از پساب ایمن بوده و مشکلات بهداشتی ناشی از فلزات سنگین به بار نخواهد آورد. استفاده بلند مدت ایمن از پساب مسبوق به سابقه بوده به طوریکه بـر اسـاس تحقیقات فریدل و همکاران (۱۱) استفاده ۸۰ ساله از فاضلاب شهری منجر به افزایش غلظت عناصر سنگین به بیش از مقـدار مجـاز نشـده است.



شکل ۵- شبیه‌سازی غلظت برخی از فلزات سنگین در خاک توسط مدل VarSim

Figure 5- Simulation of heavy metals concentration in soil by VarSim model



شکل ٦- شبیه‌سازی غلظت کادمیوم در خاک و زمان عبور غلظت خاک از حداکثر غلظت مجاز

Figure 6- Simulation of cadmium concentration and time when concentration exceed from allowable concentration

جدول ۵- شبیه‌سازی غلظت عناصر در خاک و زمان عبور غلظت خاک از حداکثر غلظت مجاز

Table 5- Simulation of element concentrations in soil and passing time of maximum allowable concentration

عناصر Elements	منبع آب Water source	غلظت مجاز Allowable concentration (mg/lit)	غلظت عنصر در سال ۱۴۲۰ Concentration in 2031 (mg/lit)	زمان از ۱۴۲۰ Time from 2031	زمان از ۱۳۸۵ Time from 2006
سرب Lead	فاضلاب خام Raw sewage	150	128.1	7.6	43
	تصفیه شده Treated waste	150	37.4	155	190
روی Zinc	فاضلاب خام Raw sewage	300	180.2	26.7	62
	تصفیه شده Treated waste	300	16.0	هرگز نمی‌رسد Never arrives	هرگز نمی‌رسد Never arrives
نیکل Nickel	فاضلاب خام Raw sewage	75	15.5	321	365
	تصفیه شده Treated waste	75	9.9	751	786
کادمیوم Cadmium	فاضلاب خام Raw sewage	3.5	3.9	غیرمجاز unallowable	12
	تصفیه شده Treated waste	3.5	0.03	هرگز نمی‌رسد Never arrives	هرگز نمی‌رسد Never arrives
مس Copper	فاضلاب خام Raw sewage	170	183	غیر مجاز unallowable	32
	تصفیه شده Treated waste	170	21.2	840	875

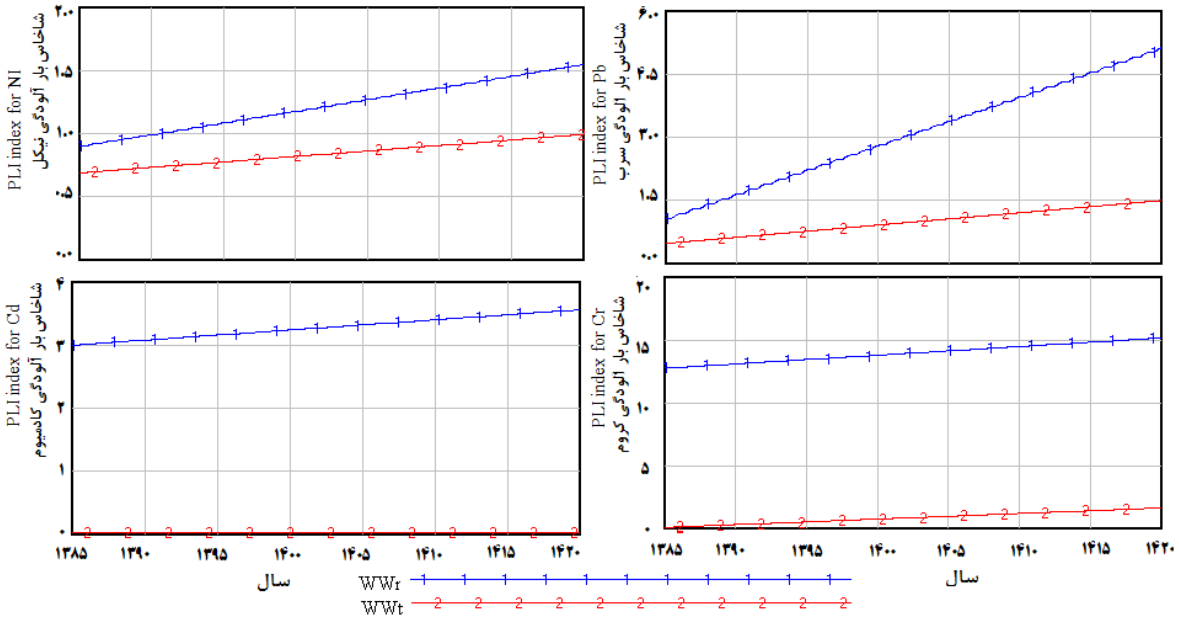
یکی دیگر از شاخص‌های مورد استفاده برای ارزیابی آلودگی خاک‌ها استفاده از شاخص بار آلودگی (PLI) می‌باشد. این شاخص نمایشگر نسبت فلزات سنگین خاک در صورت آبیاری با پساب نسبت به غلظت فلزات سنگین در خاک‌هایی که با آب متعارف آبیاری می‌شوند. در شکل ۷ شاخص بار آلودگی برخی از مهمترین فلزات سنگین ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد در صورت استفاده از پساب خام انباشت فلزات سنگین کروم و کادمیوم بسیار زیاد می‌باشد. شیب رشد انباشت سرب در خاک از همه فلزات سنگین دیگر بیشتر می‌باشد. شاخص بار آلودگی (PLI) نسبت به شاخص عبور از غلظت مجاز شاخص کم اهمیت‌تری می‌باشد چرا که PLI یک شاخص کاملاً نسبی بوده و مقادیر بیشتر آن نشانگر نسبت غلظت فلز در خاک‌های آبیاری شده با پساب نسبت به آب چاه می‌باشد.

آلودگی آب‌های زیرزمینی

با توجه فاصله بسیار زیاد سطح آب زیرزمینی آبخوان آزاد از سطح زمین زمان تکمیل فرایند رخنه در اکثر املاح بسیار طولانی می‌باشد. بنابراین انتقال املاح از سطح خاک به آب زیرزمینی با تاخیر همراه می‌باشد. در مدل VarSim این تاخیرها از طریق Delay function بیان شده است. با توجه به مباحثی که در بالا مطرح شد انتقال فلزات سنگین از سطح خاک به عمق ۶۰ تا ۷۰ متری هزاران سال به طول خواهد انجامید بنابراین فلزات سنگین در دشت ورامین عامل خطر آفرین جدی برای منابع آب زیرزمینی به حساب نمی‌آیند. در بحث تلفات کودها به صورت فسفر همانطور که بیان شد حدود ۳۰ سال زمان لازم است تا فسفر ۱/۲ متر را بپیماید. همچنین در بحث کودهای پتاسه از آنجا که در دشت ورامین از کودهای پتاسه خیلی کم استفاده می‌شود، مصرف کودهای پتاسه توسط گیاه حتی از ازت هم بیشتر می‌باشد و خاک منطقه قادر به جذب ۲۰۰۰ کیلوگرم پتاس در ۴۰ سانتیمتر می‌باشد، پتاس هم عامل خطرناک آلودگی آب‌های زیرزمینی نمی‌باشد. به همین دلیل مهمترین عامل خطرآفرین آلودگی آبهای زیرزمینی دشت ورامین (و کلاً آبخوان‌های با عمق زیاد) نیترات می‌باشد. با توجه به فاصله زیاد سطح آب زیرزمینی، برای رسیدن جبهه نیترات به آب زیرزمینی حدود ۱۰ سال زمان لازم می‌باشد. در لحاظ Delay function بسیار مهم است که نیترات‌هایی که از سال‌ها پیش در حال حرکت به سمت آب‌های زیرزمینی هستند نیز در نظر گرفته شوند. به این منظور برای انتقال نیترات سه مرحله در نظر گرفته شد (شکل ۸ الف، ب و ج):

مرحله یک: این مرحله شامل شرایط فعلی و پیوسته انتقال نیترات به آب‌های زیرزمینی می‌باشد. در واقع در این حالت به دلیل اینکه از سال‌ها پیش جریان نیترات به آب زیرزمینی رسیده است تاخیر مد نظر قرار نگرفته است. نیترات موجود در منابع آب سطحی، پساب‌های خام

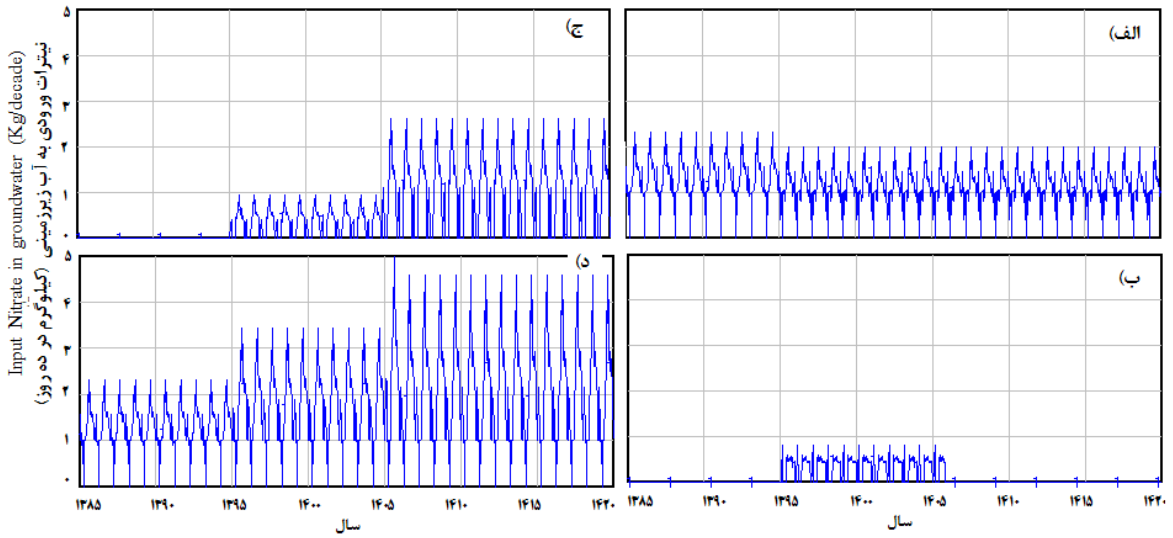
و آب زیرزمینی و همچنین کودهای کشاورزی منابع اصلی نیترات ورودی می‌باشند. در این مرحله در سال ۱۳۹۵ به علت قطع جریان آب سطحی حجم نیترات خروجی به آب زیرزمینی کاهش می‌یابد (شکل ۸ الف). منابع آب زیرزمینی و پساب‌های خام تا آخر شبیه‌سازی (سال ۱۴۲۰) از شرایط این مرحله پیروی می‌کنند.



شکل ۷- شبیه‌سازی شاخص بار آلودگی فلزات سنگین در خاک

Figure 7- Simulation of pollution load index of heavy metal in soil

مرحله دو: این مرحله شامل مدت زمان بین قطع جریان آب سطحی و زمان رسیدن جریان پساب خروجی به آب زیرزمینی می‌باشد. در واقع بعد از قطع جریان سطحی بخشی از نیترات موجود در لایه‌های زیرین خاک به وسیله آبی که قبلاً از منابع آب سطحی آبشویی شده است به آب زیرزمینی وارد می‌شود (۸ ب).

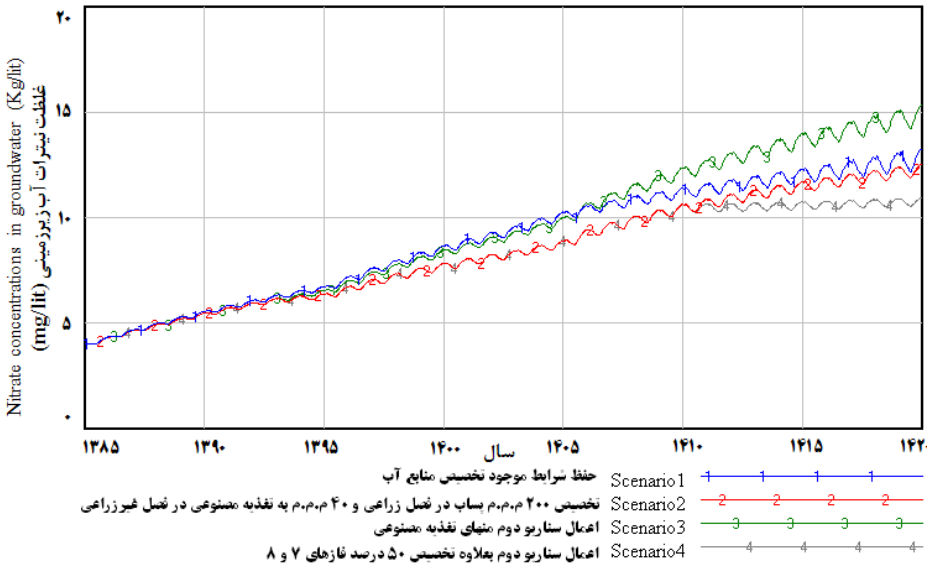


شکل ۸- مراحل انتقال نیترات از سطح خاک به آب زیرزمینی

Figure 8- transmission steps of Nitrate from top soil to groundwater

مرحله سه: این مرحله میزان نیترات ورودی به آب زیرزمینی بعد از تکمیل منحنی رخنه را نشان می‌دهد. همانطور که ملاحظه می‌شود دارای دو مرحله افزایشی می‌باشد. مرحله اول مربوط به خط انتقال اول انتقال پساب به دشت ورامین شامل فازهای یک و دو تصفیه‌خانه جنوب و مرحله دوم مربوط به خط انتقال دوم پساب به دشت ورامین شامل فازهای ۲ تا ۶ می‌باشد (شکل ۸ ج). همچنین در شکل (۸ د) کل نیترات (در بازه‌های زمانی ده روزه) منتقله در واحد هکتار به آب زیرزمینی طی سال‌های ۱۳۸۵ تا ۱۴۲۰ (مجموع سه مرحله قبلی) ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد که با جایگزینی آب تصفیه‌خانه جنوب با آب سد لتیان جرم نیترات ورودی به آب زیرزمینی افزایش پیدا خواهد نمود.

در نهایت اثرات سناریوهای مختلف کاربرد پساب بر غلظت نیترات آب زیرزمینی در شکل ۹ به تصویر کشیده شده است. نتایج نشان می‌دهد در همه سناریوهای میزان غلظت نیترات از حد مجاز نیترات جهت شرب (۱۰ میلی‌گرم بر لیتر) عبور خواهد کرد. اعمال سناریوی چهار دارای کمترین غلظت نیترات و سناریو سه دارای بیشترین غلظت نیترات می‌باشد. بر اساس گزارشات آب و فاضلاب استان تهران و همچنین گفتگو با کارشناسان تصفیه‌خانه جنوب قرار است منبع تامین آب حوضچه‌های تغذیه مصنوعی ورامین خروجی فازهای ۱ و ۲ با غلظت نیترات ۵ میلی‌گرم بر لیتر باشد. نتایج شکل ۹ مبتنی بر فرضیه فوق است. بدیهی است در صورت استفاده از خروجی سایر فازها (غلظت نیترات ۲۵ تا ۳۵ میلی‌گرم بر لیتر) تغذیه مصنوعی باعث کاهش کیفیت منابع آب زیرزمینی خواهد شد.



شکل ۹- شبیه‌سازی غلظت نیترات در آب زیرزمینی

Figure 9- Simulation s of Nitrate concentration at groundwater

نتیجه‌گیری کلی

کشاورزی دشت ورامین به سبب همسایگی با کلان شهر تهران (رقابت برای آب سد لتیان و ماملو)، و رقابت با شبکه جنوب تهران در تخصیص آب سد ماملو و پساب تصفیه‌خانه جنوب دارای چالش‌های فراوانی می‌باشد. بر اساس سیاست‌گذاری‌های کلان کشوری قرار است آب تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب جایگزین آب سد لتیان برای مصارف بخش کشاورزی دشت ورامین شود. در این مطالعه با استفاده از مدلسازی پویای سیستم‌ها یک مدل جامع برای بررسی اثرات بلندمدت استفاده فاضلاب در مصارف کشاورزی ورامین با لحاظ مجموعه عوامل موثر بر آن تدوین شد. سناریوهای عرضه آب تصفیه خانه جنوب عبارت بود از سناریو یک: حفظ شرایط موجود، سناریو دو: تخصیص کامل سد لتیان به شرب تهران، اختصاص ۲۰۰ میلیون مترمکعب فاضلاب تصفیه شده در فصل زراعی به کشاورزی منطقه و ۴۰ میلیون مترمکعب به تغذیه مصنوعی در فصل غیرزراعی از سال ۱۳۹۵ به بعد، سناریوی سه: سناریو دو منهای تغذیه مصنوعی و سناریو چهار: سناریو دو + تخصیص ۵۰ میلیون مترمکعب از سال ۱۴۱۰. نتایج نشان داد در صورت استفاده از فاضلاب خام تا سال ۱۴۲۰ غلظت عناصر مس و کادمیوم از حد مجاز عبور نموده و استفاده از فاضلاب اثرات بهداشتی زیانباری به همراه خواهد داشت. اما استفاده از پساب (فاضلاب تصفیه‌شده) تا حدود ۱۵۰ سال دیگر ایمن بوده و مشکلات بهداشتی ناشی از فلزات سنگین به بار نخواهد آورد.

نتایج شبیه‌سازی غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی نشان داد در همه سناریوها تا سال ۱۴۲۰ غلظت نیترات از حد مجاز جهت شرب عبور خواهد کرد. اعمال سناریوی چهار دارای کمترین غلظت نیترات و سناریو سه دارای بیشترین غلظت نیترات می‌باشد. بنابراین نظر به ایمن بودن استفاده از پساب تصفیه‌خانه جنوب تهران و با توجه به کمبود شدید منابع آب در دشت ورامین تخصیص پساب تصفیه‌خانه جنوب تهران می‌تواند راهگشای بسیاری از مشکلات کشاورزی و محیط زیست دشت باشد. تخصیص ۲۵۰ میلیون مترمکعب پساب تصفیه‌خانه جنوب به کشاورزی تهران می‌تواند باعث کاهش حجم استفاده از فاضلاب خام نهرهای جنوب شده و از این طریق هم به سلامت کشاورزان منطقه کمک نماید.

منابع

1- Absaran Consulting Engineers. 2010. Detailed study report of Charbagh irrigation and drainage network located in Varamin plain. Ministry of Agriculture, Iran. (In Farsi).

2- Adeniran A.E., and Bamiro A.O., 2010. A System Dynamic Strategic Planning Model for a Municipal Water Supply Scheme, the International Conference of the System Dynamics Society.

3- Akbari G.H. Hariri A., Aghaei N., and Berrada B., 2010. The effect of heavy metals on lettuce irrigated with wastewater in south of Tehran. 1st Conference on Sustainable Agriculture and Cleaner Product. Isfahan, Iran.

4- Alizadeh H.A., Liaghat A., Sohrabi molayousef T., 2014. Assessing pressurized irrigation systems development scenarios on groundwater resources using system dynamics modeling. Iranian Journal of Water and Soil Resources Conservation. 3(4): 1-15.

5- Ayars J.E., Corwin D.L., and Hoffman G.J., 2012. Leaching and root zone salinity control.. ASCE Manual and Report Engineering Practice No 71 Agricultural Salinity Assessment and Management (2nd Edition), ASCE Riston.Chapter 12: 371-403.

6- Bedbabisa S., Rouina B.B., and Boukhrisa M., 2010. The effect of waste water irrigation on the extra virgin olive oil quality from the Tunisian cultivar Chemlali.

7- Bhatkoti R., and Triantis P.K.,2011. Quantitative Evaluation of the Performance of Water Management System in the Washington Metropolitan Area, The 29th International Conference of the System Dynamics Society

8- Carr G., Potter R.B., and Nortcliff S. 2011. Water reuse for irrigation in Jordan: Perceptions of water quality among farmers. Agricultural water management. 98(5): 847-854.

9- Feigin A., Ravina I., andvShalhevet J., 1991. Irrigation with Treated Sewage Effluent Management for Environmental Protection. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg-New York-London-Paris-Tokyo-Hong Kong,; 224 S., 46 Abb., 66 Tab., DM 228,

10- Fodor L., and Szabo L., 2004. Study of heavy metal leaching in the soil. ISCO.

11- Friedel J. K., Langer T., Siebe C., and Stahr K., 2000. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. Biol Fertil Soils. 31:414–421.

12- Hanjra M.A., Blackwell J., Carr G., Zhang F and Jackson T.M., 2012. Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. International Journal of Hygiene and Environmental Health. 215: 255–269.

13- Hjorth P., Bagheri A., 2006. Navigating Towards Sustainable Development: A System Dynamics Approach. Futures. 38 (1): 74-92.

14- Jimenez B., 2006. Irrigation in developing countries using wastewater. Journal of International Review for Environmental Strategies. 6(2): 229 – 250.

15- Jung K., Jang T., Jeong H., and Park, S., 2014. Assessment of growth and yield components of rice irrigated with reclaimed wastewater. Agricultural Water Management, 138, 17-25.

16- Kanyoka P., and Eshtawi T., 2012. Analyzing the trade-offs of wastewater re use in agriculture: An Analytical framework.

17- Li Y.P., Huang G.H and Chen, X., 2009. Multistage scenario-based intervalstochastic programming for planning water resources allocation. Stoch Environ Res Risk Assess 23:781–792

18- Masike S., 2011. Application of system dynamic approach for water planning and decision making under water scarcity at Jwaneng diamond mine. Journal of Geography and Regional Planning. 4(5): 251-260.

19- Mekala G. D., 2009. A Framework for Determining and Establishing the Factors that affect Wastewater Treatment and Recycling. PhD thesis, University of Melbourne.

20- Mojid M.A., Wyseure G. C. L., Biswas S. K., and Hossain, A. B. M. Z., 2010. Farmers' perceptions and knowledge in using wastewater for irrigation at twelve peri-urban areas and two sugar mill areas in Bangladesh. Agricultural water management. 98(1):79-86.

21- Nasiri F., Savage T., Wang R., Barawid N., and Zimmerman, J. B., 2013. A system dynamics approach for urban

water reuse planning: a case study from the Great Lakes region. Journal of Stoch Environ Res Risk Assess. 27:675–691

22- Pierce F.J., Shaffer M.J., Halvorson A.D., 1991. Screening procedure for estimating potentially leachable nitrate-N below the root zone. In: Follet, R.F., Keeney, D.R., Cruse, R.M. (Eds.), Managing N for Groundwater Quality and Farm Profitability. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 259–283.

23- Ryden J.C., and Pratt P.F., 1980. Phosphorus removal from wastewater applied to land. Hilgardia. 48: 1-36.

24- Saysel A., and Barlas Y., 2006. Model simplification and validation with indirect structure validity tests. System Dynamics Review 22(3): 241–262.

25- Scott C. A., Faruqui N. I., and Raschid-Sally L. 2004. Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Management Challenges in Developing Countries.

26- Scott C. A., Raschid-Sally, L., Redwood M., and Bahri, A., 2010. Wastewater irrigation and health: assessing and mitigating risk in low-income countries. IWMI Books.

27- Seilsepour M., 2007. The study of fe and zn effects on quantitative and qualitative parameters of winter wheat and determination of critical levels of theseelements in Varamin plain soils. Pajouhesh and Sazandegi Journal. 76: 123-133.

28- Shaffer M.J., Halvorson A.D., and Pierce F. J., 1991., Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP): model description and application. Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability, (managingnitroge), 285-322.

29- Sohrabi molayousef T., Liaghat A., Alizadeh, H.A., and Nazari B., 2014. Modeling and Simulation of Long-term Effects of Irrigation with Tehran Treated Wastewater on Water and Soil Resources using Dynamic Systems Modeling. Iranian Journal of Soil and Water Research, 45(3): 267-281.

30- Solis, C., Isaac-Olive, K., Mireles, A., and Vidal-Hernandez, M. 2009. Determination of trace metals in cow's milk from waste water irrigated areas in Central Mexico by chemical treatment coupled to PIXE. Microchemical Journal. 91(1): 9-12.

31- Tabari, M., and Salehi, A. 2009. Long-term impact of municipal sewage irrigation on treated soil and black locust trees in a semi-arid suburban area of Iran. Journal of Environmental Sciences. 21(10): 1438-1445.

32- Torabian, A., Mahjouri, M. 2002. Heavy metals uptake by vegetable crops irrigated with wastewater in south Tehran. Journal of Environmental Study. 16(2):188-196.

33- Water Resources Research Center of Iran. 2010. Water comprehensive plan in Daryache Namak watershed. Ministry of Energy, Iran.

34- Zarghami, M, and Akbariyeh, S. 2012. System Dynamics Modeling for Complex Urban Water Systems: Application to the City of Tabriz, Iran. Resources, Conservation and Recycling, 60: 99-106.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 127-143

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۴۳-۱۲۷

Simulating Effects of Long Term Use of Wastewater on Farmers Health Using System Dynamics Modeling (Case Study: Varamin Plain)

H.A. Alizadeh[1*]- A.M. Liaghat[2]- T. Sohrabi[3]

Received: 25-11-2015
Accepted: 06-06-2016

Introduction: Agricultural activity in Varamin plain has been faced with many challenges in recent years, due to vicinity to Tehran the capital of Iran (competition for Latian dam reservoir), and competition with Tehran south network in allocation of Mamlou dam reservoir and treated wastewater of south wastewater treatment plant. Mamlou and Latian dam reservoirs, due to increase of population and industry sectors, allocated to urban utilization of Tehran. Based on national policy, the treated wastewater should be replaced with Latian dam reservoir water to supply water demand of agricultural sector. High volume transmission of wastewater to Varamin plain, will be have economical, environmental, and social effects. Several factors effect on wastewater management and success of utilization plans and any change in these factors may have various feedbacks on the other elements of wastewater use system. Hence, development of a model with capability of simulation of all factors, aspects and interactions that affect wastewater utilization is very necessary. The main objective of present study was development of water integrated model to study long-term effects of irrigation with Tehran treated wastewater, using system dynamics modeling (SD) approach.

Materials and Methods: Varamin Plain is one of the most important agricultural production centers of the country due to nearness to the large consumer market of Tehran and having fertile soil and knowledge of agriculture. The total agricultural irrigated land in Varamin Plain is 53486 hectares containing 17274 hectares of barley, 16926 hectares of wheat, 3866 hectares of tomato, 3521 hectares of vegetables, 3556 hectares of alfalfa, 2518 hectares of silage maize, 1771 hectares of melon, 1642 hectares of cotton, 1121 hectares of cucumber and 1291 hectares of other crops. In 2006 the irrigation requirement of the crop pattern was about 690 MCM and the actual agriculture water consumption was about 620 MCM (supplying 90 percent of the demand), 368 MCM of which was supplied through groundwater and 252 MCM was supplied by surface water. In recent years supplying water from Latyan Dam to the agriculture in Varamin Plain due to water supply of Tehran and the recent droughts has been reduced to lower than half (the average 68.8 MCM). On the other hand, shortage of surface water resources has caused an additional pressure to the groundwater resources of the Plain. Excessive groundwater withdrawal and use of brackish reused waters in the southern parts of the plain has caused the quality loss in groundwater resources, so that groundwater salinity has increased about 0.5 dS/m from the year 2000 to 2011. Obviously, by continuing the present situation, in less than two decades the groundwater resources in Varamin will be either quite destroyed or unable to be used due to inappropriate quality. Another source of surface water is allocated to the Varamin Plain is treated wastewater produced from Tehran Wastewater Treatment Plant. Utilizing the phases 1 to 4 of this treatment plant, about 80 MCM (2.5 up to 4 m3/s) of wastewater is annually transferred to Varamin Plain. According to the projections, it is assumed that wastewater will be used in near future as the most important water resource to Varamin Plain. In this study, SD was applied as the system analysis method for the Varamin wastewater management. The spatial boundary of the SD model for Varamin model was the whole Varamin area, which is 1584 km2. The historical review period was from 2001 to 2011, the simulated period was from 2011 to 2036, and the simulation time interval was one year. The most important scenarios evaluated consisted of four wastewater allocation scenarios [(i) keeping the excising condition, (ii) complete allocation of Latian dam reservoir water to Tehran domestic use, allocation of 200 MCM treated wastewater during growing season to agricultural sector and 40 MCM to artificial aquifer recharge during non-growing season starting year 2016, (iii) similar to scenario number two w/o artificial aquifer recharge and (iv) similar to scenario number two plus allocating 50 MCM starting year 2021]. Mass flow or convection method by considering surface adsorption of solute was used to survey movement and adsorption of elements in soil. Adsorption isotherms delineated and determined by field and experimental measurement.

Results and Discussion: The result indicated that if raw wastewater be used till 2031, Cadmium and Copeer concentration will be outstanding and will have harmful effects on farmer's health. Utilization of treated wastewater will be safe and will have not harmful effects on farmer's health by heavy metals, to about 150 future

1- Department of Water Engineering, Ilam University, Iran
(*- Corresponding Author Email: H.alizadeh@Ilam.ac.ir)
2 and 3- Department of Irrigation and Reclamation, University of Tehran, Iran

years. Also, simulating result showed that Nitrate concentration in groundwater will exceed from allowable limitation for potable water in all scenarios to 2031. Application of scenarios (iv) and (iii) lead to the lowest and the highest Nitrate concentration, respectively.

Conclusion: In this model a systems system dynamics approach was applied to understand how various factors related to operation of wastewater and water sustainability interrelate. The developed model is capable to simulation of all factors, aspects and interactions that affect wastewater utilization. Result of this study demonstrated that SD is a useful decision support tool for sustainable wastewater management. By considering severe water shortage problems in the study area, and safe utilization of treated wastewater, treated wastewater transmission of Tehran plant to Varamin Plain can help to solve water shortage problems. Increase of treated wastewater allocation lead to decrease of raw sewage and hereby decreasing hygienic harmful effects.

Keywords: Artificial recharge, Causal Loop Diagram, Key variable, Stocks - flows

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 144-155

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۵۵-۱۴۴

اثر تنظیم کننده های رشد و ماده هیومیکی بر گیاه پالایی نیکل در یک خاک آهکی آلوده به نیکل

مهشید شفیق[۱] – رضا قاسمی فسائی[۲*] – عبدالمجید رونقی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۹/۲۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۱/۳۰

چکیده

به‌منظور بررسی تأثیر چهار تنظیم‌کننده رشد (ایندول استیک اسید، بنزیل آدنین، سالیسیلیک اسید و جیبرلیک اسید) و یک ماده هیومیکی بر گیاه بهسازی (گیاه‌پالایی) یک خاک آهکی آلوده به نیکل زیر کشت ذرت، آزمایشی در شرایط گلخانه‌ای به‌صورت فاکتوریل، در قالب طرح کاملاً تصادفی و با سه تکرار انجام شد. نتایج نشان داد که احتمالاً گیاه‌پالایی نیکل به‌وسیله ذرت از طریق فرایند گیاه‌پایاسازی (تثبیت گیاهی) می‌باشد و کاربرد تنظیم‌کننده‌های رشد بر این فرایند مؤثر بود. استفاده از تنظیم‌کننده‌های رشد، موجب افزایش فاکتور غلظت نیکل در ریشه و کاهش فاکتور انتقال این عنصر گردید و در بین تنظیم‌کننده‌ها کمترین فاکتور انتقال با محلول‌پاشی بنزیل آدنین و بیشترین فاکتور غلظت نیکل در ریشه با کاربرد سالیسیلیک اسید یا بنزیل آدنین حاصل شد. این در حالی است که ماده هیومیکی اثر معنی‌داری در مقایسه با شاهد بر این فاکتورها از خود نشان نداد. تأثیر تنظیم‌کننده‌ها بر جذب نیکل ریشه به ترتیب با سالیسیلیک اسید > بنزیل آدنین > جیبرلیک اسید > ایندول استیک اسید بدست آمد. جیبرلیک اسید بالاترین تاثیر را بر افزایش وزن خشک اندام هوایی و شاخص تحمل گیاه داشت. استفاده از تنظیم‌کننده رشد بنزیل آدنین در مقایسه با شاهد و سایر تنظیم‌کننده‌ها بر توزیع نیکل در گیاه ذرت تأثیر معنی‌داری داشت و موجب افزایش درصد تجمع این عنصر در ریشه و کاهش حضور آن در اندام هوایی گردید. همچنین طی این آزمایش مشاهده شد که استفاده از ماده هیومیکی بر شاخص تحمل گیاه نسبت به نیکل اثر منفی داشت و کاربرد بیشترین سطح به کار رفته موجب کاهش معنی‌دار وزن خشک ریشه و اندام هوایی گردید.

واژه‌های کلیدی: ایندول استیک اسید، بنزیل آدنین، جیبرلیک اسید، سالیسیلیک اسید و گیاه‌پایاسازی

مقدمه

آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین از مهم‌ترین موضوعات چالش برانگیز در جهان امروز است. فلزات سنگین به‌طور طبیعی در خاک و هوا وجود دارند. آنچه وجود این ترکیبات را در محیط‌زیست خطرناک ساخته است، افزایش شدید و ناگهانی آن‌ها تحت تأثیر فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی می‌باشد. نیکل به‌عنوان یکی از فلزات سنگین، معمولاً در محدوده غلظت ۴۵۰-۱ میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک‌ها وجود دارد. با این حال، ممکن است به دلیل فعالیت‌هایی مانند استخراج معادن، سوزاندن زغال‌سنگ، کاربرد فاضلاب، مصرف کودهای فسفاتی و آفت‌کش‌ها غلظت آن در خاک‌های آلوده به ۲۶۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم نیز برسد (۱ و ۲). هرچند نیکل به‌عنوان یک عنصر ضروری برای فعالیت آنزیم اوره آز که جهت سوخت‌وساز نیتروژن در گیاهان عالی لازم است، نقش دارد (۳) اما غلظت بالای این عنصر برای گیاهان سمی بوده و موجب بروز کلروز برگ، توقف رشد، کاهش فتوسنتز و تنفس، برهم خورن تعادل تغذیه‌ای گیاه، انتقال قندها، روابط آبی و همچنین تولید گونه‌های فعال اکسیژن که باعث تخریب سیستم آنتی‌اکسیدانی گیاهان می‌شود، خواهد شد (۴). در شرایط تنش‌های زیستی و همچنین غیر زیستی مانند دمای پایین، کمبود و زیادی آب، نور کم و زیاد، نور فرابنفش، شوری، فلزات سنگین و آلاینده‌هایی مانند اکسید گوگرد و ازن، هورمون‌های گیاهی مانند اکسین، آبسیزیک اسید، جیبرلین، سیتوکینین و اتیلن تحت تأثیر قرار گرفته و موجب سازگاری گیاهان با شرایط می‌شوند (۵). نظر به اینکه تنظیم‌کننده‌های رشد ممکن است رشد گیاه را تحریک کرده یا تنش‌های غیر زیستی را کاهش دهند، شاید بتوان از کاربرد خارجی

۱، ۲ و ۳ – به ترتیب کارشناس ارشد، دانشیار و استاد بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز
(* – نویسنده مسئول: (Email: ghasemif@shirazu.ac.ir
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.51798

این مواد جهت بهبود فرایند گیاه‌بهسازی (گیاه‌پالایی)[1] استفاده کرد (۶). کسینا و همکاران (۷) برای اولین بار سیتوکینین را جهت افزایش گیاه‌بهسازی یک خاک سرپنتینی حاوی نیکل بالا به‌وسیله گیاه بیش اندوز قدومه (*Alyssum murale*) مورد آزمایش قرار دادند. آن‌ها مشاهده کردند که بکارگیری سیتوکینین‌ها میزان زیست‌توده بخش هوایی را ۴۱ تا ۷۵ درصد در مقایسه با شاهد افزایش داد، هرچند تغییری در غلظت نیکل بخش هوایی مشاهده نکردند. کابلو-کانجو و همکاران (۶) بهبود فرایند گیاه‌برون‌آوری (استخراج گیاهی)[2] گونه بیش اندوز *Alyssum corsicum* را در نتیجه استفاده از ترکیب جیبرلین‌ها و سیتوکینین‌ها (پرومالین) مشاهده کردند، گرچه این اثرات از نظر آماری معنی‌دار نبود. فاسلر و همکاران (۸) تعدیل اثرات سمی سرب و روی بر گیاه و همچنین بهبود گیاه‌برون‌آوری سرب با استفاده از اکسین (شامل ایندول استیک اسید) در شرایط هیدروپونیک را گزارش کردند. باید در نظر داشت که غلظت تنظیم‌کننده، شرایط محیطی و وضعیت فیزیولوژیکی گیاه بر پاسخ گیاهان نسبت به این مواد تأثیر زیادی ایجاد می‌کند و با توجه به اینکه مطالعات محدودی با کاربرد این مواد بر پالایش خاک آلوده به نیکل صورت گرفته نیاز به تحقیق بیشتر ضروری به نظر می‌رسد.

مواد آلی خاک از ترکیباتی هستند که به دلیل بهبود ویژگی‌ها فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک همواره مورد توجه قرار گرفته‌اند. مواد هیومیک، محصولات نهایی تجزیه شیمیایی و بیولوژیکی بقایای گیاهی و جانوری هستند که به‌طور وسیعی در محیط‌های آبی و خاکی دیده می‌شود. این مواد دارای طیف وسیعی از گروه‌های عاملی همچون کربوکسیل، هیدروکسیل و کربونیل هستند (۹). خاصیت کمپلکس کنندگی و کلات کنندگی مواد هیومیک از مسائل مهم در محیط‌زیست می‌باشد. عواملی همچون تغییر پ هاش، اشباع بودن مکان‌ها و غلظت الکترولیت، موجب ایجاد کمپلکس‌های محلول و نامحلولی از فلزات می‌شود. بنابراین این مواد دارای عملکردی دوگانه در اکوسیستم خاک هستند. هیومیک اسید تمایل به تشکیل کلات‌هایی غیر محلول با فلزات دارد. در مقابل فولویک اسید کلات‌هایی محلول با فلزات تشکیل می‌دهد و می‌تواند به‌وسیله‌ی حامل‌های فلزات کمیاب به ریشه‌ی گیاهان منتقل گردد (۱۰). در مطالعات صورت گرفته درباره تأثیر هیومیک اسید بر گیاه‌بهسازی نتایج متفاوتی گزارش شده است که می‌توان به افزایش زیست‌توده گیاه، غلظت سرب و افزایش انتقال آن از خاک به گیاه در گندم (۱۱)، افزایش تجمع سرب، کادمیم، بور و مولیبدن در ذرت و آفتابگردان (۱۲) و از طرفی کاهش قابلیت زیستی مس و کادمیم و تجمع این عناصر در بخش هوایی و ریشه گیاه *Elodea nuttallii* (۱۳) اشاره داشت. با توجه به موارد ذکر شده پژوهش حاضر با هدف بررسی نقش تنظیم‌کننده‌های رشد و یک ماده هیومیکی بر گیاه‌بهسازی نیکل توسط ذرت در یک خاک آهکی آلوده به نیکل صورت گرفت.

مواد و روش‌ها

جهت بررسی تأثیر تنظیم‌کننده‌های رشد و ماده هیومیکی بر فرایند گیاه‌بهسازی، آزمایشی گلخانه‌ای به‌صورت فاکتوریل ۳×۵ در قالب طرح کاملاً تصادفی و با ۳ تکرار انجام شد. در ابتدا پس از هوا خشک شدن و عبور از الک ۲ میلی‌متری نمونه‌های خاک، برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن از جمله بافت به روش هیدرومتری (۱۴)، پ هاش در خمیر اشباع به‌وسیله پ هاش متر، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره اشباع به‌وسیله هدایت سنج الکتریکی، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش استات سدیم (۱۵)، ماده آلی به روش اکسایش با بی کرومات پتاسیم و سپس تیتر کردن با فروآمونیوم سولفات (۱۶)، فسفر قابل استفاده به روش عصاره گیر بی کربنات سدیم (۱۷) و اندازه‌گیری با اسپکتروفتومتر، نیتروژن کل به روش کجلدال (۱۸)، پتاسیم به روش عصاره گیری با استات آمونیوم (۱۹) و غلظت آهن، منگنز، مس، روی و نیکل به روش عصاره گیری با دی تی پی ا (۲۰) تعیین شدند. کلاس بافت خاک لومی رسی، مقادیر پ هاش، قابلیت هدایت الکتریکی، ظرفیت تبادل کاتیونی، ماده آلی و نیتروژن کل به ترتیب ۷/۸، ۰/۷۴ دسی زیمنس بر متر، ۱۵/۲ میلی اکی والان در ۱۰۰ گرم خاک، ۱/۴ درصد و ۰/۰۸ درصد بود. مقادیر فسفر، پتاسیم، آهن، منگنز، مس، روی و نیکل به ترتیب برابر ۱۲/۳، ۳۹۶، ۳/۹، ۵/۸، ۰/۹۸، ۰/۷۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کمتر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی تعیین شد. سپس نمونه‌های خاک با ۲۵۰ میلی‌گرم نیکل در کیلوگرم خاک از منبع نیترات نیکل آلوده شدند و با توجه به نتایج آزمون خاک عناصر ضروری مورد نیاز به نمونه‌های ۳ کیلوگرمی خاک در هر گلدان افزوده شد (لازم به ذکر است ۳ نمونه خاک بدون آلودگی نیکل نیز جهت برآورد شاخص تحمل گیاه در نظر گرفته شد). تیمارهای آزمایش شامل محلول‌پاشی چهار تنظیم‌کننده رشد گیاهی (شاهد و غلظت ۱۰ میکرومولار از ایندول استیک اسید، بنزیل آدنین، سالیسیلیک اسید و جیبرلیک اسید به ترتیب از انواع اکسین، سیتوکینین، سالیسیلات و جیبرلین‌ها) و کاربرد خاکی یک نوع ماده هیومیکی از منبع با نام تجاری هیومکس (حاوی ۸۰ درصد هیومیک اسید، ۱۵ درصد فولویک اسید و ۵ درصد پتاسیم)، در سه سطح (صفر، ۳ و ۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) بود. در هر گلدان شش عدد بذر ذرت رقم AS-71 کاشته شد و پس از استقرار گیاه، تعداد آن به سه بوته در هر گلدان کاهش داده شد. در طول دوره رشد، رطوبت گلدان‌ها به روش توزین در حدود ظرفیت مزرعه نگه داشته شد. محلول‌پاشی تنظیم‌کننده‌های رشد در طول دوره رشد و نمو گیاه،

1 - Phytoremediation
2- Phytoextraction

سه بار با فاصله‌های ۱۵ روز انجام شد. نخستین مرحله ۱۵ روز پس از کشت صورت گرفت. جهت چسبندگی بهتر تنظیم‌کننده‌های رشد بر بخش هوایی ذرت از توبین-۲۰ استفاده شد. تیمارهای ماده هیومیکی نیز طی سه مرحله در آب حل و به فاصله ۱۵ روز همراه با آب آبیاری به خاک افزوده شد. اولین مرحله ۱۶ روز پس از کشت صورت گرفت. هفت هفته پس از کاشت، اندام هوایی گیاه از محل طوقه قطع، ریشه‌ها به‌دقت از خاک جداسازی و سپس نمونه‌ها به‌دقت با آب مقطر شست‌وشو داده شد. نمونه‌ها در آون و در دمای ۶۵ درجه سلسیوس خشک، سپس توزین و در آسیاب برقی پودر شد. سپس یک گرم ماده خشک گیاهی در کوره الکتریکی در دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس خاکستر شد. خاکستر حاصل در ۵ میلی‌لیتر اسیدکلریدریک ۲ مولار حل و پس از شست‌وشو با آب مقطر داغ و صاف کردن با کاغذ صافی، حجم نهایی محلول با استفاده از آب مقطر به ۵۰ میلی‌لیتر رسانده شد و غلظت نیکل توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری گردید. لازم به ذکر است به دلیل اینکه غلظت نیکل در نمونه‌های بخش هوایی ذرت کمتر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی بود، حجم نهایی در این نمونه‌ها با استفاده از آب مقطر به ۱۰ میلی‌لیتر رسانده شد. پاسخ‌های گیاهی شامل وزن خشک بخش هوایی و ریشه، شاخص تحمل (نسبت وزن خشک گیاه تیمار شده با نیکل به وزن خشک گیاه در شرایط بدون کاربرد نیکل)، ارتفاع گیاه، شاخص سبزینگی (اندازه‌گیری شده توسط دستگاه کلروفیل سنج دستی مدل SPAD-502 در هفته هفتم پس از کشت)، فاکتور انتقال (نسبت غلظت نیکل بخش هوایی به ریشه)، فاکتور غلظت ریشه (نسبت غلظت نیکل ریشه به غلظت نیکل کل در خاک)، نیکل جذب شده در ریشه (غلظت نیکل ریشه * وزن خشک ریشه)، کارایی انتقال (نسبت نیکل جذب شده در بخش هوایی به ریشه)، کارایی استخراج (نسبت نیکل جذب شده در بخش هوایی به وزن خشک ریشه) و کارایی جذب (نسبت نیکل جذب شده در گیاه به وزن خشک ریشه) (۲۱ و ۲۲ و ۲۳) بود. تجزیه و تحلیل آماری با استفاده از نرم‌افزار SAS و مقایسه میانگین با روش LSD در سطح ۵ درصد انجام شد و نمودارها با نرم‌افزار Excel ترسیم گردید.

نتایج

وزن خشک بخش هوایی و ریشه، شاخص سبزینگی، ارتفاع و شاخص تحمل

نتایج مقایسه میانگین تأثیر تنظیم‌کننده‌های رشد، ماده هیومیکی و اثر متقابل آن‌ها بر وزن خشک ریشه و بخش هوایی، شاخص سبزینگی و ارتفاع در جدول ۱ مشخص شده است. نتایج نشان داد که در صورت عدم کاربرد ماده هیومیکی، کاربرد تنظیم‌کننده جیبرلیک اسید، وزن خشک بخش هوایی را بهبود داد. این در حالی است که اثرات منفی نیکل بر وزن خشک ریشه با محلول‌پاشی سالیسیلیک اسید تعدیل یافت. کاربرد بنزیل آدنین بر وزن خشک ریشه و اندام هوایی معنی‌دار نبود. نتایج بدست آمده با پژوهش صورت گرفته توسط کابلو-کانجو و همکاران (۶) مبنی بر عدم تأثیر کاربرد سیتوکینن بر عملکرد وزن خشک بخش هوایی *Alyssum murale* مشابه بود. نتایج مشابهی توسط هادی و همکاران (۲۴) هنگام محلول پاشی جیبرلیک اسید با غلظت ۱۰ میکرومولار (مشابه غلظت بکار رفته در پژوهش حاضر) بر وزن بخش هوایی ذرت تحت تنش سرب گزارش شده است. تانیموتو (۲۵) بیان نمود که کاربرد خارجی جیبرلین‌ها معمولاً اثرات کمی بر رشد ریشه در طیفی از گیاهان دارد. نتایج حاکی از اثر منفی کاربرد ماده هیومیکی در شرایط عدم استفاده از تنظیم‌کننده‌ها، بر وزن خشک بخش هوایی و ریشه گیاه بود، هر چند این کاهش تنها در سطح ۶ میلی‌گرم ماده هیومیکی بر کیلوگرم خاک بر وزن خشک ریشه از نظر آماری معنی‌دار بود. در شرایط کاربرد ۳ میلی‌گرم ماده هیومیکی به خاک، کاربرد تنظیم‌کننده‌ها موجب افزایش وزن خشک بخش هوایی گردید، هر چند تنها کاربرد جیبرلیک اسید اثر معنی‌داری بر بهبود این شاخص داشت. این در حالی است که در سطح ۶ میلی‌گرم ماده هیومیکی بر کیلوگرم، بنزیل آدنین به افزایش معنی‌دار وزن خشک بخش هوایی کمک نمود و سایر تنظیم‌کننده‌ها اثر معنی‌داری از خود نشان ندادند. به‌طورکلی نتایج مقایسه میانگین اثرات اصلی کاربرد تنظیم‌کننده‌ها و ماده هیومیکی افزایش قابل‌توجه وزن خشک بخش هوایی و ریشه ذرت را به ترتیب با کاربرد جیبرلیک اسید و سالیسیلیک اسید و کاهش این شاخص‌ها با استفاده از ماده هیومیکی نشان داد. سالیسیلیک اسید یا ارتو-هیدروکسی بنزوئیک اسید، متعلق به گروه وسیعی از ترکیبات فنلی شناخته شده در گیاهان است که با مطالعات صورت گرفته در سال‌های اخیر شواهدی مبنی بر نقش این ترکیب در پاسخ گیاه به تنش‌های غیر زیستی همچون دمای بالا و پایین، اشعه ماوراءبنفش، ازن و فلزات سنگین دیده شده است و اغلب به نقش محافظتی کاربرد خارجی سالیسیلیک اسید در برابر این تنش‌ها اشاره می‌شود (۲۶).

نتایج مقایسه میانگین اثر اصلی تنظیم‌کننده‌ها بر شاخص تحمل گیاه در شکل ۱ مشخص شده است. بیکر و همکاران (۲۷) جهت بررسی تحمل بعضی گونه‌های گیاهی مقاوم به فلزات سنگین شاخص تحمل را مورد استفاده قرار دادند. شاخص تحمل ذرت بدون کاربرد تنظیم‌کننده‌ها و ماده هیومیکی، ۶۴/۱ درصد بود و استفاده از جیبرلیک اسید به افزایش معنی‌دار این شاخص با میانگین ۷۴ درصد منجر شد. این در حالی است که کاربرد ماده هیومیکی در سطح ۳ و ۶ میلی‌گرم به ترتیب موجب کاهش ۳/۸ و ۱۲/۲ درصدی شاخص تحمل گیاه گردید، هر چند تنها در سطح ۶ میلی‌گرم ازنظر آماری معنی‌دار بود.

در پژوهش‌های زیادی کاهش عملکرد سیستم فتوسنتز و

رنگریزه‌های فتوسنتزی گیاه در شرایط تنش فلزات سنگین گزارش شده است. در مورد چگونگی این پدیده سنگار و همکاران (۲۸) در پژوهش خود به توانایی جایگزینی نیکل، روی، کادمیم، مس، سرب و جیوه در کلروفیل به‌جای منیزیم، پراساد و همکاران (۲۹) به مهار فرایندهای کلیدی در ساخت کلروفیل، و ماکسیمیک و کروپا (۳۰) به تخریب کلروفیل در اثر رادیکال‌های آزاد در حضور فلزات سنگین اشاره داشتند.

جدول ۱- اثر تنظیم‌کننده‌ها و ماده هیومیکی بر وزن خشک اندام هوایی و ریشه، شاخص سبزینگی و ارتفاع ذرت

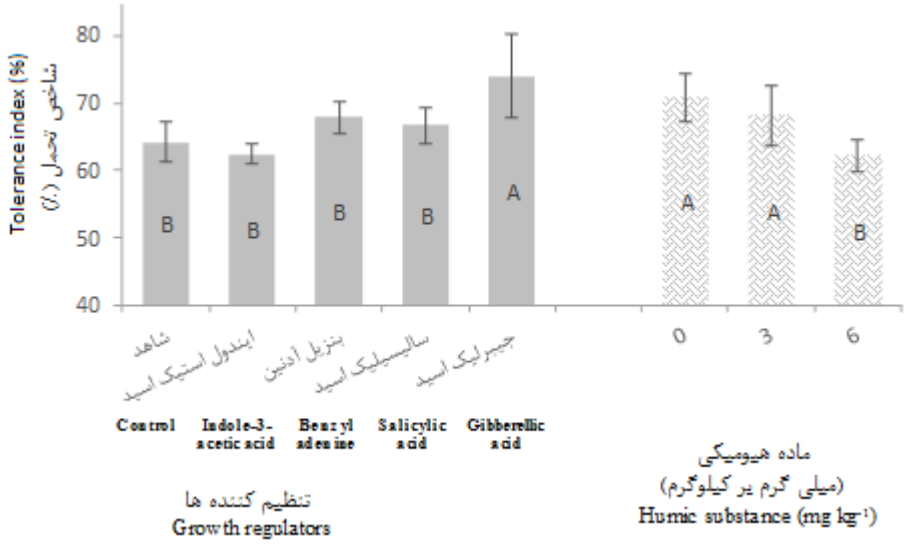
Table 1- influence of plant growth regulators and a humic substance on root and shoot dry matter, greenness index and height of maize

ماده هیومیکی Humic substance (mg/kg)	تنظیم‌کننده‌های رشد Growth regulators: جیبرلیک اسید Gibberellic acid	سالیسیلیک اسید Salicylic acid	بنزیل آدنین Benzyl adenine	ایندول استیک اسید Indole-3-acetic acid	شاهد Control	میانگین Mean	انحراف معیار Standard deviation
	وزن خشک اندام هوایی(گرم در گلدان)						
0	29.65 a	24.04 bc	24.51 b	22.39 b-d	24.20 c	**24.96 A**	**2.97**
3	28.48 a	23.29 b-d	24.01 b-d	22.77 b-d	22.46 b-d	**24.20 A**	**3.05**
6	21.66 b-d	20.78 d	24.81 b	21.82 b-d	21.09 cd	**22.03 B**	**1.96**
میانگین Mean	**26.60 A**	**22.70 BC**	**24.44 B**	**22.33 C**	**22.58 BC**		
انحراف معیار Standard deviation	**4.66**	**1.78**	**1.69**	**1.17**	**1.79**		
	وزن خشک ریشه (گرم در گلدان)						
0	9.71 -c	10.87 a	8.968 b-d	7.90 cd	9.47 a-c	**9.38 A**	**1.17**
3	10.16 ab	8.68 b-d	8.27 cd	8.37 b-d	8.66 b-d	**8.83 AB**	**1.57**
6	8.03 cd	9.32 a-d	8.13 cd	7.60 d	7.51 d	**8.11 B**	**0.86**
میانگین Mean	**9.30 AB**	**9.62 A**	**8.46 BC**	**7.96 C**	**8.54 BC**		
انحراف معیار Standard deviation	**1.82**	**1.07**	**0.82**	**0.64**	**1.39**		
	شاخص سبزینگی						
0	29.54 b-e	33.86 a	30.68 a-d	31.64 a-c	26.81 de	**31.24 A**	**42.3**
3	26.56 e	33.08 ab	32.97 ab	32.77 a-c	30.82 a-c	**30.73 A**	**97.2**
6	28.93 c-e	31.81 a-c	31.57 a-c	31.13 a-c	30.18 a-e	**30.51 A**	**22.2**
میانگین Mean	**28.34 B**	**32.92 A**	**31.74 A**	**31.85 A**	**29.27 B**		
انحراف معیار Standard deviation	**2.11**	**2.04**	**2.29**	**3.07**	**2.27**		
	ارتفاع (سانتی‌متر)						
0	57.02 a	49.95 b-d	51.92 a-d	48.15 d	49.47 cd	**51.30 B**	**5.60**
3	57.80 a	52.66 a-d	56.68 ab	56.67 ab	56.36 a-c	**56.04 A**	**3.71**
6	53.97 a-d	47.78 d	47.00 d	49.83 b-d	51.65 a-d	**50.05 B**	**3.69**
میانگین Mean	**56.26 A**	**50.13 B**	**51.87 B**	**51.55 B**	**52.50 AB**		
انحراف معیار Standard deviation	**4.30**	**2.97**	**5.67**	**5.59**	**5.08**		

اعداد با حروف مشترک کوچک یا بزرگ در هر ردیف یا ستون دارای اختلاف معنی‌دار ($P<0.05$) نمی‌باشند

Numbers followed by the same letter in the rows or columns are not significantly differents ($P<0.05$)

نتایج مقایسه میانگین تنظیم‌کننده‌های رشد بر شاخص سبزینگی (جدول ۱) نشان داد که در شرایط عدم کاربرد ماده هیومیکی، استفاده از تنظیم‌کننده‌ها، بجز جیبرلیک اسید که به بهبود این شاخص کمک کرد، تأثیر واضحی نشان ندادند، همچنین در شرایط کاربرد ماده هیومیکی، استفاده از تنظیم‌کننده‌ها اثر ملموسی بر این پارامتر نداشت و به طور خاص با کاربرد همزمان ۳ میلی‌گرم ماده هیومیکی و جیبرلیک اسید شاخص سبزینگی به‌طور معنی‌داری در مقایسه با کاربرد جیبرلیک اسید تنها، کاهش نشان داد. نتایج مقایسه میانگین اثر اصلی تنظیم‌کننده‌ها بر ارتفاع گیاه نیز نشان از اثرات مثبت جیبرلیک اسید بر این پارامتر داشت هرچند ازنظر آماری معنی‌دار نبود (جدول ۱). خان و کلودهاری (۳۱) بر نقش جیبرلین‌ها به‌عنوان ترکیباتی دی ترپنوئید در گلدهی، جوانه‌زنی بذر، افزایش ارتفاع ساقه، گلدهی و توسعه برگ و میوه تأکید ورزیدند.



شکل ۱- اثرتنظیم‌کننده‌های رشد و ماده هیومیکی بر میانگین شاخص تحمل گیاه

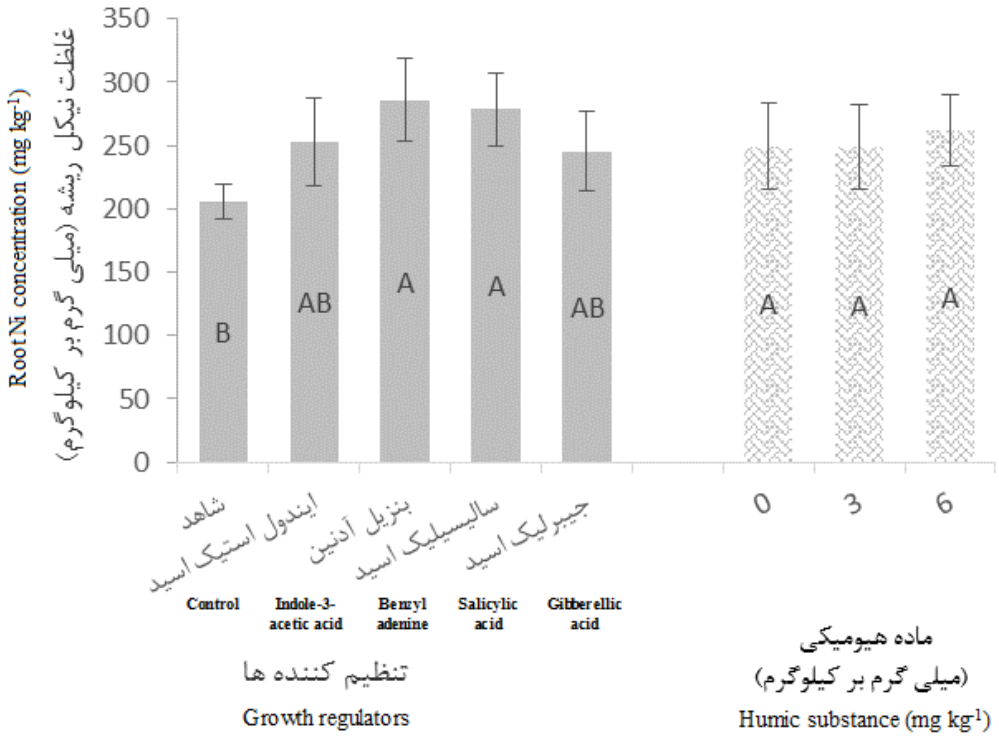
Figure 1- Effect of plant growth regulators and a humic substance on mean plant tolerance index

غلظت نیکل ریشه و بخش هوایی، جذب نیکل ریشه، توزیع نیکل جذب شده

مقایسه میانگین اثر اصلی تنظیم‌کننده‌ها و ماده هیومیکی بر غلظت نیکل بخش هوایی و ریشه در شکل ۲ نشان داده شده است.

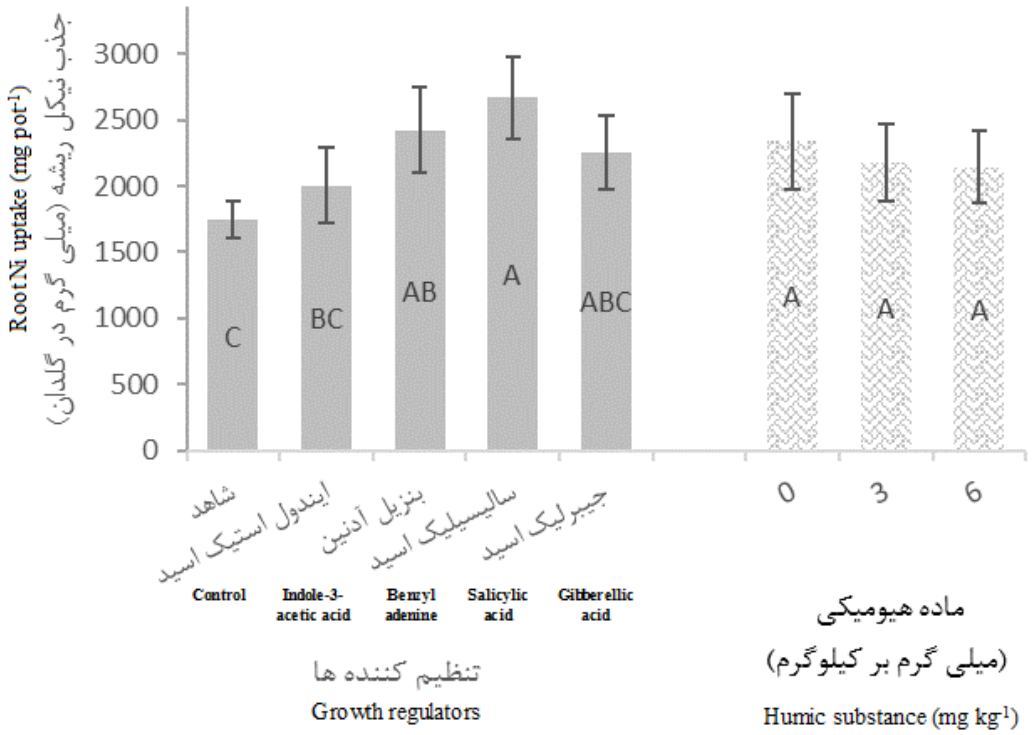
نتایج نشان داد که با محلول‌پاشی سالیسیلیک اسید، غلظت نیکل بخش هوایی و ریشه (به ترتیب ۴/۵ و ۲۷۸/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم) افزایشی معنی‌دار نشان داد. این در حالی بود که محلول‌پاشی سه تنظیم‌کننده دیگر، بدون ایجاد تغییر واضح در غلظت نیکل بخش هوایی، غلظت این عنصر در ریشه را افزایش دادند. هرچند که تنها بنزیل آدنین از نظر آماری تفاوتی معنی‌دار با شاهد را نشان داد. با کاربرد ۶ میلی‌گرم ماده هیومیکی غلظت نیکل بخش هوایی و ریشه افزایش نشان داد هر چند در مورد ریشه از نظر آماری معنی‌دار نبود. این احتمال وجود دارد که کاربرد ماده هیومیکی موجب افزایش دسترسی گیاه به نیکل را فراهم کرده باشد و در اثر وجود غلظت بالای این عنصر وزن خشک و شاخص تحمل گیاه کاهش شدیدی پیدا کرده باشد.

اثر اصلی تنظیم‌کننده‌ها و ماده هیومیکی بر جذب نیکل ریشه در شکل ۳ نشان داده شده است. کاربرد تنظیم‌کننده‌های رشد نقش مؤثری بر جذب نیکل ریشه از خود نشان داد. سالیسیلیک اسید در مقایسه با شاهد و سایر تنظیم‌کننده‌های رشد احتمالاً به دلیل تعدیل اثرات منفی نیکل بر سیستم ریشه‌ای گیاه بیشترین تأثیر را نشان داد. کاربرد سایر تنظیم‌کننده‌ها نیز در افزایش جذب نیکل ریشه تأثیر مثبتی نشان دادند. بر اساس گزارش گونز و همکاران (۳۲) و آفتاب و همکاران (۳۳) سالیسیلیک اسید فرایندهایی نظیر جذب و انتقال یونها، نفوذپذیری غشاء، فتوسنتز و سرعت رشد گیاه را بهبود می بخشد. مصطفی و فوجیتا (۳۴) معتقدند سالیسیلیک اسید سبب مقاومتر شدن گیاه در شرایط تنش فلزات سنگین می شود. این ماده از آسیب ناشی از تنشهای اکسیداتیو با افزایش تولید آنتی اکسیدانی ممانعت می نماید.



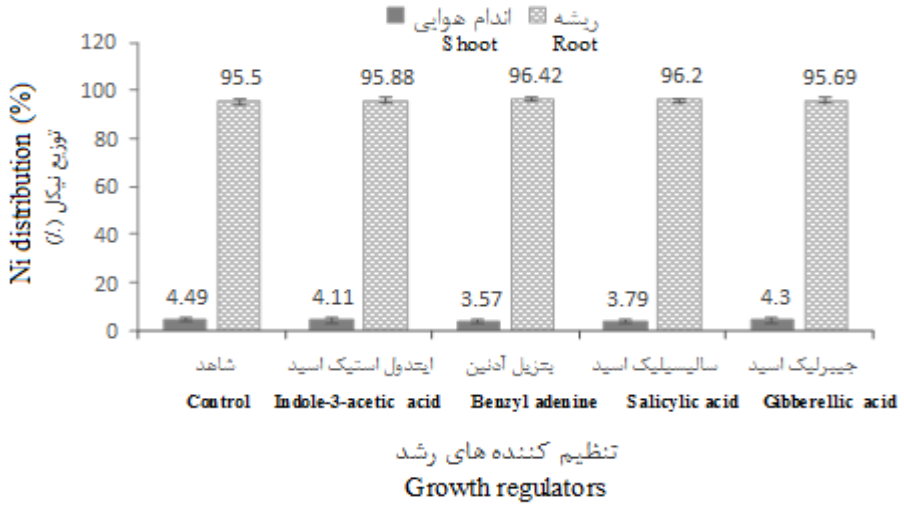
شکل ۲- اثرات اصلی تنظیم‌کننده‌های رشد و ماده هیومیکی بر میانگین غلظت نیکل اندام هوایی و ریشه

Figure 2- Main effects of plant growth regulators and a humic substance on mean root and shoot Ni concentration



شکل ۳- اثرات اصلی تنظیم‌کننده‌های رشد و ماده هیومیکی بر میانگین جذب نیکل ریشه

Figure 3- Main effects of plant growth regulators and a humic substance on mean root Ni uptake



شکل ٤- اثرات اصلی تنظیم‌کننده‌های رشد و ماده هیومیکی بر درصد توزیع نیکل جذب شده بخش هوایی و ریشه

Figure 4- Main effects of plant growth regulators and a humic substance on mean root Ni uptake

نتایج توزیع نیکل جذب شده در بخش هوایی و ریشه نیز حاکی از حضور ۹۵/۵ درصدی این عنصر در ریشه و ۴/۵ درصدی آن در بخش هوایی گیاه شاهد بود (شکل۴) که با کاربرد تنظیم‌کننده‌های رشد روند توزیع تا حدودی دچار تغییر شد و نسبت نیکل جذب شده ریشه گیاه افزایش نشان داد به‌طوری‌که این افزایش با کاربرد بنزیل آدنین در مقایسه با شاهد و دیگر تنظیم‌کننده‌ها معنی‌دار بود.

فاکتور انتقال، فاکتور غلظت ریشه، کارایی انتقال، کارایی استخراج و کارایی جذب نیکل

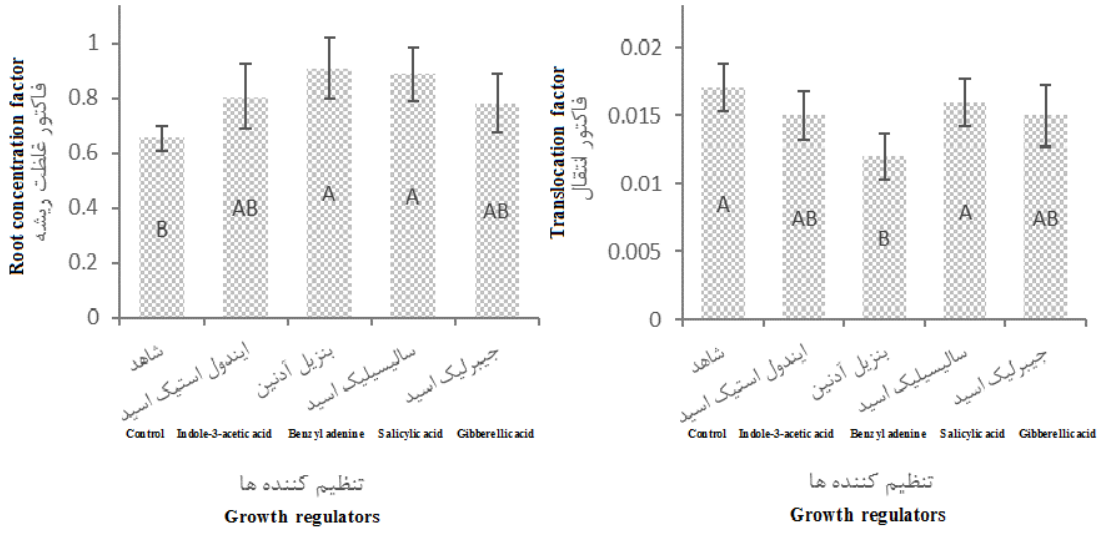
نتایج مقایسه میانگین اثر اصلی تنظیم‌کننده‌های رشد بر فاکتور انتقال و فاکتور غلظت ریشه (شکل ۵) نشان‌دهنده انتقال مقادیر پایین نیکل گیاه شاهد و گیاهانی که تنظیم‌کننده‌های رشد را دریافت کردند، بود که نشان می‌دهد بخش زیادی از نیکل احتمالاً در ریشه حفظ شده است و احتمالاً تنظیم‌کننده‌های رشد جهت کاهش اثرات منفی نیکل بر گیاه انتقال آن به بخش هوایی گیاه را کاهش دادند. هر چند این کاهش با کاربرد بنزیل آدنین اثر معنی‌داری یافت. راسکین و انسلی (۳۵) بیان نمودند درصورتی‌که فاکتور انتقال در گیاه بیشتر از یک باشد آن گیاه انباشتگر (بیش اندوز) می‌باشد. با توجه به اینکه در تمامی تیمارها فاکتور انتقال نیکل از نظر عددی بسیار کمتر از یک بود، ذرت را نمی‌توان به‌عنوان یک گیاه بیش اندوز در نظر گرفت.

فاکتور غلظت ریشه (نسبت انتقال نیکل از خاک به ریشه) در نمونه‌های شاهد مقدار ۰/۶۵ را به خود اختصاص داد و با کاربرد تنظیم‌کننده‌ها این فاکتور افزایش قابل‌ملاحظه‌ای پیدا کرد. به‌طوری‌که با محلول‌پاشی بنزیل آدنین و سالیسیلیک اسید به ترتیب به ۰/۹ و ۰/۸۹ (۳۸/۵ و ۳۵/۴ درصد افزایش) رسید و در این شرایط فاکتور غلظت ریشه به حدود یک نزدیک گردید. همچنین

نتایج مقایسه میانگین اثر تنظیم‌کننده‌ها بر کارایی انتقال نیز نشان از کاهش این شاخص با استفاده از تمامی تنظیم‌کننده‌ها بود، هرچند به‌طور خاص این اثر تنها با محلول‌پاشی بنزیل آدنین معنی‌دار بود. یون و همکاران (۲۳) گزارش کردند که گونه‌های گیاهی با فاکتور غلظت ریشه> ۱ و فاکتور انتقال<۱ دارای بازدهی مناسب برای گیاه‌بهسازی از طریق گیاه‌پایاسازی (تثبیت گیاهی)[1] می‌باشند، درحالی‌که گونه‌های گیاهان با فاکتور غلظت ریشه< ۱ و فاکتور انتقال>۱ برای استفاده از این گیاهان در فرایند گیاه‌برون‌آوری مناسب هستند. نتایج مقایسه میانگین اثر اصلی تنظیم‌کننده‌ها و ماده هیومیکی بر کارایی استخراج نیز نشان داد که کاربرد تنظیم‌کننده‌ها و ماده هیومیکی اثر معنی‌داری بر این شاخص نداشت، این در حالی است که کارایی جذب با استفاده از تنظیم‌کننده‌ها بهبود یافت، هرچند تنها با کاربرد دو تنظیم‌کننده بنزیل آدنین و سالیسیلیک اسید ازنظر آماری با شاهد تفاوت داشت (جدول ۲).

با در نظر گرفتن موارد ذکرشده، ذرت دارای توانایی بالایی جهت گیاه‌برون‌آوری و گیاه‌پایاسازی نیکل جهت فرایند گیاه‌بهسازی نیست. اما با توجه به اینکه این گیاه دارای سیستم ریشه‌ای گسترده و زیست‌توده بالایی می‌باشد و قادر به جذب مقادیر بالای نیکل در ریشه است و همچنین دارای کارایی جذب نسبتاً مناسبی می‌باشد (جدول۲) این احتمال وجود دارد که بتوان از این گیاه جهت گیاه پایاسازی نیکل استفاده نمود.

1-Phytostabilization



شکل ۵- اثر تنظیم کننده های رشد و ماده هیومیکی بر فاکتور انتقال و غلظت ریشه نیکل

Figure 5- Effect of plant growth regulators on mean translocation and root concentration factors

جدول ۲- اثر تنظیم‌کننده‌های رشد و ماده هیومیکی بر کارایی استخراج، انتقال و جذب نیکل

Table 2- Influence of plant growth regulators and a humic substance on the phytoextraction, translocation and uptake efficiencies of Ni

ماده هیومیکی (میلی گرم در کیلوگرم) Humic substance (mg/kg)	تنظیم کننده‌های رشد					میانگین Mean	انحراف معیار Standard deviation
	جیبرلیک اسید Gibberellic acid	سالیسیلیک اسید Salicylic acid	بنزیل آدنین Benzyl adenine	ایندول استیک اسید Indole-3-acetic acid	شاهد Control		
	کارایی انتقال						
0	0.052^{a}	0.036^{ab}	0.031^{b}	0.047^{ab}	0.044^{ab}	0.042A	0.012
3	0.032^{b}	0.039^{ab}	0.041^{ab}	0.039^{ab}	0.049^{a}	0.040A	0.008
6	0.050^{a}	0.042^{ab}	0.038^{ab}	0.042^{ab}	0.046^{ab}	0.044A	0.044
میانگین Mean	0.045AB	0.039AB	0.037B	0.043AB	0.047A		
انحراف معیار Standard deviation	0.013	0.006	0.009	0.011	0.009		
	کارایی استخراج (میکروگرم بر گرم)						
0	12.41^{a}	8.84^{b}	9.86^{ab}	9.80^{ab}	9.09^{b}	10.00AB	2.01
3	8.50^{b}	11.18^{ab}	9.64^{ab}	10.30 ^{ab}	8.89^{b}	9.70B	1.83
6	11.28^{ab}	12.20^{a}	10.86^{ab}	10.75^{ab}	10.81^{ab}	11.17A	1.54
میانگین Mean	10.73A	10.73A	10.12A	10.28A	9.59A		
انحراف معیار Standard deviation	2.81	1.77	1.39	1.28	1.94		
	کارایی جذب (میکروگرم بر گرم)						
0	247.8^{a-c}	271.3^{a-c}	330.1^{a}	233.5^{a-c}	214.1^{bc}	259.4A	68.7
3	271.8^{a-c}	299.4^{ab}	250.8^{a-c}	283.2^{a-c}	188.5^{c}	258.8A	68.2
6	249.2^{a-c}	297.3^{ab}	306.4^{ab}	272.2^{a-c}	242.9^{a-c}	273.6A	56.4
میانگین Mean	256.3AB	289.3A	295.8A	263.0AB	2415.2B		
انحراف معیار Standard deviation	64.49	58.63	65.53	70.32	27.70		

اعداد با حروف مشترک کوچک یا بزرگ در هر ردیف یا ستون دارای اختلاف معنی‌دار (P<0.05) نمی‌باشند

Numbers followed by the same letter in the rows or columns are not significantly differents (P<0.05)

با توجه به اینکه با کاربرد تنظیم‌کننده‌ها فاکتور غلظت ریشه از نظر عددی به یک نزدیک شد این احتمال وجود دارد که بتوان از این مواد جهت بهبود گیاه پایاسازی نیکل استفاده کرد. استخراج و گیاه-پایاسازی به‌عنوان دو فرایند غالب جهت گیاه‌بهسازی خاک‌های آلوده در نظر گرفته می‌شوند. گیاه‌پایاسازی باهدف ایجاد در محدودیت تحرک آلاینده و فراهمی زیستی آن در خاک صورت می‌گیرد. از اهداف ثانویه این روش جلوگیری از انتقال آلاینده‌های خاک از طریق فرسایش آبی و بادی و آبشویی می‌باشد (۳۶).

نتیجه‌گیری کلی

به طور کلی نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که کاربرد بیشتر تنظیم کننده های رشد مورد مطالعه اثرات مثبتی بر فرایند گیاه بهسازی (گیاه پالایی) و به طور خاص گیاه‌پایاسازی (تثبیت گیاهی) خاک آلوده به نیکل داشت. اثرات مثبت سالیسیلیک اسید و بنزیل آدنین افزایش کارایی جذب و فاکتور غلظت نیکل در ریشه و کاربرد جیبرلیک اسید نیز سبب ایجاد بالاترین میانگین وزن خشک و شاخص تحمل گیاه گردید. این در حالی بود که استفاده از ماده هیومیکی موجب افزایش غلظت نیکل و کاهش زیست توده گیاه گردید. با توجه به نقش مواد آلی و همچنین ماده هیومیکی در بهبود برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک استفاده از این مواد در فرایند گیاه‌بهسازی نیاز به بررسی های بیشتری دارد.

منابع

1- Alloway B.J. 1995. Heavy metal in soils. Blackie Academic and Professional, London, UK, pp 25–34.
2- Gimeno-Garcia E., Andreu V., and Boluda R. 1996. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soil. Environmental Pollution, 92: 19-25.
3- Brown P.H., Welch R.M., and Cary E.E. 1987. Nickel: a micronutrient essential for higher plants. Plant Physiology, 85: 801–803.
4- Seregin I.V., and Kozhevnikova A.D. 2006. Physiological role of nickel and its toxic effects on higher plants. Russian Journal of Plant Physiology, 53: 257–277.
5- Swamy PM, and B. N. Smith. 1999. Role of abscisic acid in plant stress tolerance. Current Science, 9: 1220–1227.
6- Cabello-Conejo M., Centofanti T., Kidd P., Prieto-Fernández Á., and Chaney R. 2013. Evaluation of plant growth regulators to increase nickel phytoextraction by Alyssum species. International Journal of Phytoremediation, 15: 365–75.
7- Cassina L., Tassi E., Morelli E., and Giorgetti L. 2011. Exogenous cytokinin treatments of a Ni hyperaccumulator, *Alyssm murale*, grown in a serpentine soil: Implications for phytoextraction. International Journal of Phytoremediation, 13: 90-101.
8- Fassler E., Evangelou M.W., Robinson B. H., and Schulin R. 2010. Effects of indole-3-acetic acid (IAA) on sunflower growth and heavy metal uptake in combination with ethylene diamine disuccinic acid (EDDS). Chemosphere, 80: 901–907.
9- Lao C., Zeledon Z., Gamisans X., and Sole M. 2005. Sorption of Cd (II) and Pb(II) from aqueous solutions by a low-rank coal (leonardite). Separation Purification Technology, 45: 79-85.
10- Tan K.H. 2003. Humic matter in soil and the environment. Marcel Dekker, New York.
11- Khan S., Cao Q., Chen B.D., and Zhu Y.G. 2006. Humic acids increase the phytoavailability of Cd and Pb to wheat plants cultivated in freshly spiked, contaminated soil. Journal of Soils and Sediments, 6: 236-242.
12- Turan M., and Angin I. 2004. Organic chelate assisted phytoextraction of B, Cd, Mo and Pb from contaminated soils using two agricultural crop species. J. Acta Agric. Scandinavica Section b, Soil and Plant Science, 54: 221-231.
13-Wang Q., Li Z., Cheng S., and Wu Z. 2010. Effects of humic acids on phytoextraction of Cu and Cd from sediment by *Elodea nuttallii*. Chemosphere, 78: 604-608.
14- Bouyoucos G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soil. Journal of Agronomy, 54: 464-465.
15- Sumner M.E., and Miller W.P. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. P. 1201-1229. In D. L. Sparks et al. (ed.). Methods of soil analysis, part 3, 3rd ed., Am. Soc. Agron., Madison, WI.
16- Nelson D.W., and Sommers L.E. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. P. 961-1010. In D. L. Sparks et al. (ed.) Methods of soil analysis, part 3, 3rd ed., Am. Soc. Agron., Madison, WI.
17- Olsen S.R.C., Cole V., Watanabe F.S., and Dean L.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. USDA. Circ. 939. U. S. Gov. Print. Office, Washington, D.C.
18- Bremner J.M. 1996. Nitrogen-total. P.1085-1121. Methods of soil analysis. In D. L. Sparks et al. (ed.) Methods of soil analysis, part 3, 3rd ed., Am. Soc. Agron., Madison, WI.

19- Knudsen D., Peterson G.A., and Pratt P.F. 1982. Lithium, sodium, and potassium. P. 225-246. In A. L. Page, R. H. Miller, and D. R. Keeney (eds.). Methods of soil analysis, part 3. Chemical and microbiological properties. Am. Soc. Agron., Madison, WI.

20- 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.

21- Audet, P., and C. Charest. 2007.Dynamics of arbuscular mycorrhizal symbiosis in heavy metal phytoremediation: Meta-analytical and conceptual perspectives. Environmental Pollution, 147: 609-614.

22- Wang F.Y., Linb X.G., and Yinb R. 2007. Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungus *Acaulospora mellea* decreases Cu phytoextraction by maize from Cu-contaminated soil. Pedobiologia, 51: 99-109.

23– Yoon J., Cao X., Zhou Q., and Ma L.Q. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. Science of Total Environment, 368: 456-464.

24- Hadi F., Bano A., and Fuller M.P. 2010. The improved phytoextraction of lead (Pb) 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: 457–62.

25- Tanimoto E. 2005. Regulation of root growth by plant hormones—roles for auxin and gibberellin. Critical Reviews in Plant Sciences, 24:249–65.

26- JandaT., Horváth E., Szalai G., and Paldi E. 2007. Role of salicylic acid in the induction of abiotic stress tolerance. In S. Hayat and A. Ahmad (eds.), Salicylic Acid – a plant hormone. Springer.

27- Baker A.J.M., Megrath S.P., Sidholi C.M.D., and Reeves R.D. 1994. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops and metal-accumulating plants. Conservation and Recycling, 11: 41-49.

28- Sengar R., Gautam M., Sengar R., Sengar R., Garg S., Sengar K., and Chaudhary R. 2008. Lead Stress Effects on Physiobiochemical Activities of Higher Plants. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Vol. 196. D. M. Whitacre, Springer US. 196: 73-93.

29- Prasad M.N.V., and Freitas H. 2003. Metal hyper accumulation in plants-Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. Electronic Journal of Biotechnology, 6: 275-321

30- Maksymiec W., and Krupa Z. 2006. The effects of shortterm exposition to Cd, excess Cu ions and jasmonate on oxidative stress appearing in *Arabidopsis thaliana*. Environ. Journal of Experimental Botany, 57: 187-194.

31- Khan, A. S., and N. Y.Chaudhry. 2006. GA3 improves flower yield in some cucurbits treated with lead and mercury. African Journal of Biotechnology, 5: 149-153.

32- Gunes A., Inal A., Alpaslan M., Cicek N., Guneri E., Eraslan F., and Guzelordu T. 2005. Effects of exogenously applied salicylic acid on the induction of multiple stress toler-ance and mineral nutrition in maize (*Zea mays* L.), Archives of Agronomy and Soil Science, 51: 687–695.

33- Aftab T., Khan M.M.A., Idrees M., Naeem M., and Moinuddin. 2010. Salicylic acid acts as potent enhancer of growth, photosynthesis and artemisinin production in *Artemisia annua* L. J. Crop Science and Biotechnology, 13: 183–188.

34- Mostofa M.. G., and Fujita M. 2013. Salicylic acid alleviates copper toxicity in rice (*Oryza sativa* L.) seedlings by up-regulating antioxidative and glyoxalase systems. Ecotoxicology, 22 : 959 - 973.

35- Raskin I., and Ensley B.D. 2000. Phytoremediation of Toxic Metals: Using plants to clean up the environment. John Wiley & Sons, Inc., New York.

36- Aggarwal H., and Goyal D. 2007. Phytoremediation of some heavy metals by agronomic crops. Developments in Environmental Science, 5: 79–98.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 144-155

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین –اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۵۵-۱۴۴

Influence of Plant Growth Regulators and Humic Substance on the Phytoremediation of Nickel in a Ni-Polluted Soil

M. Shafigh[1]- R. Ghasemi-Fasaei[2]*- A. Ronaghi[3]

Received: 13-12-2015
Accepted: 18-04-2016

Introduction: Plants can uptake, bioaccumulate and immobilize different metals in their tissues. Phytoremediation technique has been used to remove hazardous substances including heavy metals from the environment. Assisted phytoremediation is usually the process of applying a chemical additive to heavy metal contaminated soils to enhance the metal uptake by plants. The main objective of present study was to investigate the effectiveness of plant growth regulators (PGRs) and a humic substance (HS) on Ni phytoremediation by maize in a Ni-pollutrd calcareous soil.

Materials and Methods: The experiment designed as a 5×3 factorial trial arranged in a completely randomized design with three replicates. Three kilograms of soil was placed in plastic pots and pots were watered with distilled water to field capacity and maintained at this moisture level throughout the experiment by watering the pots to a constant weight. The soils were polluted with 250 mg Ni Kg^{-1} as Ni-nitrate Ni $(NO_3)_2$. Six maize (Zea mays L.) seeds were planted 2 cm deep in soil and thinned to three uniform stands 1 week after emergence. Treatments consisted of three levels of soil application of commercially humic substance, HS, (0, 3, and 6 mg kg as Humax 95-WSG containing about 80% humic acid, and about 15% fulvic acid) and five levels of PGRs (0 or 10 µM GA_3, IAA, BAP and SA). The HS was applied as split doses in three times at 15 day intervals along with irrigation water. The seedlings were exposed to aqueous solutions of HS 16 days after sowing for the first time. Prepared solutions of PGRs were sprayed three times at 15 day intervals from emergence. Seven weeks after planting, shoots were harvested and roots were separated from soil carefully, both parts were rinsed with distilled water and dried at 65°C for 72 h, weighed, ground, and dry meshed at 550°C. Root and shoot dry matter and Ni concentration and uptake and phytoremediation criteria were considered as plant responses. Data were statistically analyzed using SAS and SPSS software packages. Application of different PGRs had no considerable effect on phytoextraction or translocation efficiencies. Among the four PGRs studied application of SA and BA significantly increased mean uptake efficiency.

Results and Discussion: Among four PGRs evaluated, application of GA_3 increased mean shoot dry matter yield and application of SA increased mean root dry matter yield. Application of the highest HS level (6 mg kg^{-1}) decreased both mean root and shoot dry weight. Application of SA increased Ni concentration in both maize root and shoot. Application of BA only increased Ni concentration in maize root. Although application of the highest HS level (6 mg kg^{-1}) caused an increase in Ni concentration in maize shoot, this effect was attributed to the influence of HS on the decrease in decreasing dry weight of maize shoot. Application of all PGRs except GA_3 increased leaf greenness criterion. Addition of HS had no significant effect on leaf greenness. Application of PGRs enhanced root concentration factor (RCF) and decreased translocation factor (TF). Among PGRs evaluated, BA was the most effective on TF, and SA or BA was the most effective on RCF. However HS were not significantly influenced these phytoremediation criteria, as compared with control. The efficiency of PGRs in root Ni uptake was in the order of SA > BA > GA_3 > IAA. Application of BA had a significant effect on Ni distribution among root and shoot, in comparison with other PGRs, and caused an increase and a decrease in root and shoot uptake of Ni, respectively. However HS had a negative effect on tolerance index and its application decreased root and shoot dry weights. Results showed that the values of Ni in maize root was considerably higher than that of maize shoot demonstrated that phytostabilization was the main mechanism involved in the phytoremediation of Ni by maize and application of PGRs was effective on this mechanism.

Conclusion: Results reported here indicated that although the addition of HS did not cause a significant effect on Ni phytoremediation, application of most studied PGRs had a positive effect on Ni phytoremediation by maize. Application of SA and BA increased uptake efficiency and RCF and application of GA_3 increased

1, 2 and 3- Master Degree, Associate Professor and Professor, College of Agriculture, Shiraz University
(*-Corresponding Author Email: ghasemif@shirazu.ac.ir)

shoot dry matter and tolerance index. The fact that Ni uptake by roots was significantly higher than that of shoots demonstrated that phytostabilization was the main mechanism involved in the phytoremediation of Ni by maize. According to results reported herein the addition of PGRs especially SA is likely to be promising in phytostabilization of Ni in calcareous soils polluted with this metal.

Keywords: Benzyle adenine, Gibberlic acid, Indole-3-acetic acid, Salicylic acid, Phytostabilization

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 156-167

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۶۷-۱۵۶

مقایسه کارایی پلیمرهای سوپرجاذب آکواسورب و اکسپتا در بهبود خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک و عملکردگوجه‌فرنگی در شرایط گلخانه

مهدی نورزاده حداد[1*]- اکبر حسنی[2]- مهدی کرمی مقدم[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۱/۲۱
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۴/۰۹

چکیده

تنش خشکی و کمبود آب از مهمترین دلایل کاهش تولید محصول می‌باشد. سوپرجاذب‌ها توانایی جذب و آزادسازی تدریجی آب برای گیاه را دارند. اما کارایی هر یک از این پلیمرها در شرایط مختلف متفاوت خواهد بود. براین اساس در این تحقیق هدف مقایسه کارایی دو سوپرجاذب آکواسورب و اکسپتا در بهبود خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک و نیز بهبود عملکرد گوجه فرنگی بوده است. در این تحقیق ۱۳ تیمار با درصدهای مختلف از سوپرجاذب‌ها در خاک‌هایی مورد آزمایش قرار گرفتند که بر اساس آزمون خاک، کوددهی شده بودند. نتایج کاربرد دو پلیمر در خاک نشان داد که با افزایش میزان پلیمر در خاک، رطوبت خاک نیز به شکل معنی‌داری افزایش داشته است به نحوی که بیشترین میزان جذب رطوبت در تیمار ۷ که شامل ۱/۵ درصد پلیمر آکواسورب بوده، ۲۳/۳ درصد و تیمار ۱۳ که شامل ۱/۵ درصد پلیمر اکسپتا بوده، ۲۵/۶ درصد بود. با افزایش غلظت پلیمر جرم مخصوص ظاهری خاک به شکل معنی‌داری کاهش یافت و در تیمار۱۳ به ۰/۹۱ گرم بر سانتی‌مترمکعب رسید. همچنین تیمارهای ۴ (شامل ۰/۷۵ درصد پلیمر آکواسورب) و ۱۱ (شامل ۱ درصد پلیمر اکسپتا) به شکل معنی‌داری کاهش EC خاک را نشان دادند به نحوی که EC عصاره گل اشباع خاک از ۰/۹۰ در تیمار شاهد به ۰/۶۸ در تیمار ۴ کاهش یافت.افزودن سوپرجاذب‌ها بر روی میزان پتاسیم خاک به شکل معنی‌داری موثر بوده است ولی بر سایر ویژگیهای خاک تاثیر نداشت.کاربرد پلیمرها باعث افزایش معنی‌داری در تعداد برگ‌ها، شاخه‌های گیاه، وزن تر گیاه و وزن میوه شد به نحوی که بالاترین سطوح پلیمری استفاده شده (تیمارهای ۷ و ۱۳) بیشترین تاثیر در افزایش وزن تر گیاه را داشته‌اند. همچنین استفاده از ۱ درصد از سوپرجاذب اکسپتا (تیمار ۱۲ که شامل ۱/۲۵ درصد پلیمر اکسپتا بود) باعث افزایش معنی‌دار وزن میوه (۵۰۲/۹ گرم) نسبت به تیمار شاهد (۷۳/۵ گرم) شد.بر اساس نتایج ارائه شده تیمار ۲ (۰/۲۵درصد پلیمر آکواسورب) و تیمار ۹ (۰/۵درصد پلیمر اکسپتا) بیشترین تاثیر معنی‌دار در افزایش میزان نیتروژن گیاه را داشته اند به نحوی که میزان نیتروژن در تیمار شاهد ۱/۳۱ درصد و در تیمارهای ۲ و ۹ به ترتیب ۲/۸۸ و ۲/۸۲ درصد اندازه‌گیری شده است. با اعمال سوپرجاذب‌ها تعداد باکتری‌ها و قارچ‌ها به شکل معنی‌داری افزایش یافت. نتایج نهایی این تحقیق نشان داد اعمال سوپر جاذب‌ها بویژه‌نوع اکسپتا می‌تواند باعث بهبود خصوصیات فیزیکی و بیولوژیکی خاک و نهایتا افزایش محصول گردد.

واژه‌های کلیدی: اکسپتا، آکواسورب، تعداد باکتری، جرم مخصوص ظاهری، وزن میوه

مقدمه

کمبود آب در مناطق خشک و نیمه خشک به عنوان موثرترین عامل محدود کننده در کشاورزی مطرح است به نحوی که به سرعت موجب کاهش کمی و کیفی محصول می‌گردد. در این شرایط، دمای برگها افزایش یافته و در نتیجه پژمردگی و پیری زودرس در برگها بوجود آمده و نهایتا میزان تولید ماده خشک به شدت کاهش می‌یابد (۱۵). از راه‌های جبران کمبود آب به ویژه در زمان رشد می‌توان به استفاده از روشهای آبیاری با راندمان بالا، بهبود خصوصیات فیزیکی خاک و کاربرد برخی مواد اصلاح کننده مانند پلیمرهای سوپر جاذب اشاره نمود. برخی مواد همچون بقایای گیاهی، کود دامی، انواع کمپوست‌ها و هیدروژل‌های پلیمری سوپر جاذب می‌توانند مقادیر متفاوتی آب در خود ذخیره نموده و قابلیت نگهداری و ذخیره سازی آب را در خاک افزایش دهند. هیدروژل‌های سوپر جاذب که با نام‌های ابرجاذب (SAP) و ژل‌های پلیمری آب دوست نیز خوانده می‌شوند، هیدروژل‌هایی هستند که می‌توانند مقدار قابل توجهی آب جذب کنند (۳). هیدروژل‌ها دسته‌ای از مواد پلیمری با ساختار شبکه‌ای (پیوندهای عرضی فیزیکی یا شیمیایی) هستند که قابلیت تورم و جذب آب

۱ و ۳- استادیاران گروه کشاورزی، دانشگاه پیام نور، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: m.nourzade@gmail.com)
۲- استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه زنجان، ایران
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.53226

بالایی دارند. این خصوصیت هیدروژل‌ها را از سایر پلیمرها متمایز می‌سازد. پیوندهای عرضی فیزیکی می‌توانند بوسیله در هم گره خوردگی زنجیرها، ایجاد بلور در ساختار پلیمر و یا برهمکنش‌های ضعیف مثل پیوند هیدروژنی یا واندروالسی تشکیل شوند. این ذرات بدون حل شدن تا رسیدن به حجم تعادلی خود متورم می‌شوند (۴). زنگویی‌نسب و همکاران (۲۴) نشان دادند که با استفاده از سوپرجاذب آکواسورب رطوبت قابل استفاده خاک افزایش و میزان هدایت الکتریکی و جرم مخصوص ظاهری کاهش می‌یابد. ولی‌زاده قلعه‌بیگ و همکاران (۲۳) به این نتیجه رسیدند که با استفاده از سوپرجاذب A200 میزان کلوفیل کل، شاخص کلروفیل، هدایت روزنه‌ای و محتوای نسبی آب در گیاه کاهو افزایش می‌یابد. همچنین یزدانی و همکاران (۲۴) تاثیر چهار مقدار پلیمر سوپر جاذب ۰، ۷۵، ۱۵۰ و ۲۲۵ کیلوگرم در هکتار و سه فاصله آبیاری ۶، ۸ و ۱۰ روز یکبار را روی رشد عملکرد سویا رقم L11 را تحت شرایط مزرعه‌ای بررسی نمودند. نتایج این پژوهش نشان داد که کاربرد ۲۲۵ کیلوگرم پلیمر سوپر جاذب در هکتار بین مقادیری که در این آزمایش بررسی شدند، بهترین تاثیر را بر رشد و عملکرد سویا در تمامی شرایط آبیاری از خود نشان داد. همچنین عابدی کوپایی و مسفروش (۳) با انجام تحقیقاتی اثر کاربرد پلیمر سوپر جاذب A200 در چهار سطح ۰، ۴، ۶ و ۸ گرم در کیلوگرم خاک در دو نوع بافت خاک لوم رسی و شنی نتیجه گرفتند که استفاده از ۴ گرم هیدروژل در هر کیلوگرم خاک در یک بافت سبک خاک و در شرایط بدون تنش (۱۰۰ درصد نیاز آبی گیاه) و یا تنش ملایم (۷۵ درصد نیاز آبی گیاه) بهترین عملکرد و کارآیی کاربرد آب، کود و کیفیت محصول را در پی داشته است. بلوم (۸) اظهار داشته است که تنش آبی یک تنش چند بعدی بوده و گیاهان را در سطوح مختلف سازمانی تحت تاثیر قرار می‌دهد. سیدیک و همکاران (۲۰) گزارش کردند که تنش آبی به عنوان مهمترین فاکتور کنترل کننده عملکرد محصولات، تقریبا" روی تمامی فرایندهای رشد گیاه تاثیر گذار است. نتایج مطالعات نشان می‌دهد در شرایط تنش و حتی تحت غلظتهای بالای CO2 محیطی، فتوسنتز کاهش می‌یابد که بیان کننده این امر است که فرآیند فتوسنتز صرف نظر از بسته شدن روزنه‌ها، تحت تاثیر قرار گرفته است (۵). اصلاح محیط ریشه گیاه بوسیله پلیمرها نتایجی مانند افزایش نگهداشت آب در محیط ریشه گیاه (۱)، بهبود بافت خاک، افزایش دور آبیاری (۱۳)، افزایش نفوذ آب، کاهش فرسایش و رواناب، افزایش جوانه‌زنی و رشد سریع‌تر گیاهان (۹) را در بردارد. آکواسورب از پرکاربردترین و اکسپتا نیز یکی از جدیدترین سوپرجاذب‌های کشاورزی به شمار می‌آید. بدیهی است کارایی و تاثیر در شرایط تنش رطوبتی برای گیاهان مختلف متفاوت خواهد بود به نحوی که نتایج تحقیقات انجام شده در این زمینه در برخی موارد کاملا متناقض بوده است. بنابراین کارایی پلیمرهای سوپرجاذب بسته به کیفیت آب، شرایط محیطی، فرمولاسیون پلیمری و بافت خاک برای هر گیاه متفاوت است. علی‌رغم مطالعات انجام شده در این زمینه، به نظر می‌رسد تاثیر کاربرد پلیمرهای مختلف بر برخی ویژگی‌های فیزیکی و بیولوژیکی خاک توام با تاثیر آن بر عملکرد گیاهان به درستی بررسی نشده است. بر این اساس هدف از این تحقیق بررسی کارایی دو سوپر جاذب آکواسورب و اکسپتا در بهبود شرایط فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک و نیز تاثیر آن بر میزان تولید گوجه فرنگی در شرایط گلخانه‌ای می‌باشد.

مواد و روش‌ها

این آزمایش در شرایط گلخانه‌ای در غالب طرح کرت‌های کاملا تصادفی در ۱۳ تیمار و ۳ تکرار در شمال استان خوزستان انجام شد. خاک مورد مطالعه در این تحقیق پس از جمع‌آوری از مزرعه، هوا خشک شده و از الک ۲ میلیمتر عبور داده شد. ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در جدول ۱ آمده است. قبل از انجام آزمایش، به منظور بررسی و تعیین میزان جذب آب توسط پلیمر، یک گرم از هر یک از سوپرجاذب‌های آکواسوربو اکسپتا در یک لیتر آب قرار داده شد و در زمانهای ۳۰، ۶۰، ۹۰، ۱۲۰، ۱۵۰، ۱۸۰ و ۲۱۰ دقیقه توزین گردید تا مشخص گردد قابلیت بالقوه جذب آب هر کدام از پلیمرها در محیط آبی بدون خاک چگونه است. سپس ۱۰ کیلوگرم خاک و پلیمر کاملا مخلوط شده در هر گلدان قرار داده شد. تیمارهای این آزمایش به شرح زیر بودند[۱].

در هر گلدان ۲ بذر گوجه فرنگی کاشته شد و در طول مدت آزمایش، آبیاری فقط در زمانهایی صورت گرفت که گیاه تیمار شاهد علائم پژمردگی را بروز می‌داد. فرمول کودی استفاده شده بر اساس آزمون خاک به صورت کودهای اوره، دی آمونیوم فسفات (DAP)، سولفات پتاسیم (K_2SO_4) و عناصر کم‌مصرف اعمال شد. آب مورد استفاده در تمامی مراحل این تحقیق، آب آبیاری منطقه با مقدار EC برابر با ۰/۴۵ دسی‌زیمنس بر متر بود. پس از گذشت ۱۶ هفته محصول برداشت شد. نمونه‌های خاک پس از برداشت گیاهان به منظور اندازه‌گیری نیترات، مقدار کل کربن آلی، فسفر، پتاسیم، جرم مخصوص حقیقی و ظاهری و درصد اشباع جمع آوری شدند. غلظت عناصر غذایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم نیز در نمونه‌های برگ بالغ قبل

۱- تیمار ۱: شاهد،تیمار ۲: ۰/۲۵ درصد پلیمر آکواسورب (۲/۵gr/kg)، تیمار ۳: ۰/۵ درصد پلیمر آکواسورب (۵gr/kg)، تیمار ۴: ۰/۷۵ درصد پلیمر آکواسورب (gr/kg ۷/۵)، تیمار ۵: ۱ درصد پلیمر آکواسورب (۱۰gr/kg)، تیمار ۶: ۱/۲۵ درصد پلیمر آکواسورب (۱۲/۵gr/kg)، تیمار ۷: ۱/۵ درصد پلیمر آکواسورب (۱۵gr/kg)، تیمار ۸: ۰/۲۵ درصد پلیمر اکسپتا (۲/۵gr/kg)، تیمار ۹: ۰/۵ درصد پلیمر اکسپتا (۵gr/kg)، تیمار ۱۰: ۰/۷۵ درصد پلیمر اکسپتا (۷/۵ gr/kg)، تیمار ۱۱: ۱ درصد پلیمر اکسپتا (۱۰gr/kg)، تیمار ۱۲: ۱/۲۵ درصد پلیمر اکسپتا (۱۲/۵gr/kg) و تیمار ۱۳: ۱/۵ درصد پلیمر اکسپتا (۱۵gr/kg).

از برداشت اندازه‌گیری شدند. همچنین در تمامی مراحل رشد گیاه هیچگونه هرسی اعمال نشد. تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم افزار SPSS و برای مقایسه میانگین داده‌ها از آزمون دانکن استفاده شد.

همچنین برای بررسی تاثیر کاربرد پلیمرهای جاذب آب بر جمعیت میکروارگانیسم‌های خاک، جمعیت باکتری‌ها و قارچهای خاک به عنوان شاخص جمعیت میکروارگانیسم‌ها تحت شرایط انکوباسیون آزمایشگاهی انجام شد. یک نمونه خاک ۱۰۰ گرمی از تیمارهای هفت‌گانه قبل از کشت برداشته شد و به مدت ۱۰۰ روز در دمای ۲ ±۲۵ درجه سلسیوس و رطوبت ۷۰ درصد FC انکوباسیون شدند. تعداد جمعیت باکتری‌ها و قارچها در پایان انکوباسیون با استفاده از کشت پلیت و شمارش مستقیم میکروب‌ها به روش کلی و همکاران (۱۴) انجام شد. برای شمارش کل باکتری‌ها ۱۰ گرم خاک به ۹۰ میلی لیتر آب استریل افزوده شد. سوسپانسیون به مدت ۲۰ دقیقه روی شیکر (۱۲۰ دور در دقیقه) تکان داده شد. رقت‌های دهدهی تا 10^{-6} در آب استریل تهیه و از هر رقت ۰/۱ میلی لیتر در ۳ تکرار روی محیط کشت نوترینت آگار با غلظت ۱۶ گرم درلیتر انجام شد. برای جلوگیری از رشد قارچها، ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر نیستاین به محیط کشت باکتری اضافه شد. پس از ۲۴ ساعت انکوباسیون در دمای ۲۵ درجه سلسیوس شمارش کلونی ها انجام شد (۷). برای شمارش کل قارچها نیز از همان سوسپانسیون 10^{-1} آماده شده رقت‌ها تا 10^{-5} تهیه و از هر رقت مقدار ۰/۱ میلی‌لیتر در ۳ تکرار روی محیط کشت مارتین آگار شامل رزبنگال و استرپتومایسین اضافه شد. شمارش کلونی‌ها یک هفته پس از کشت انجام شد(۷).

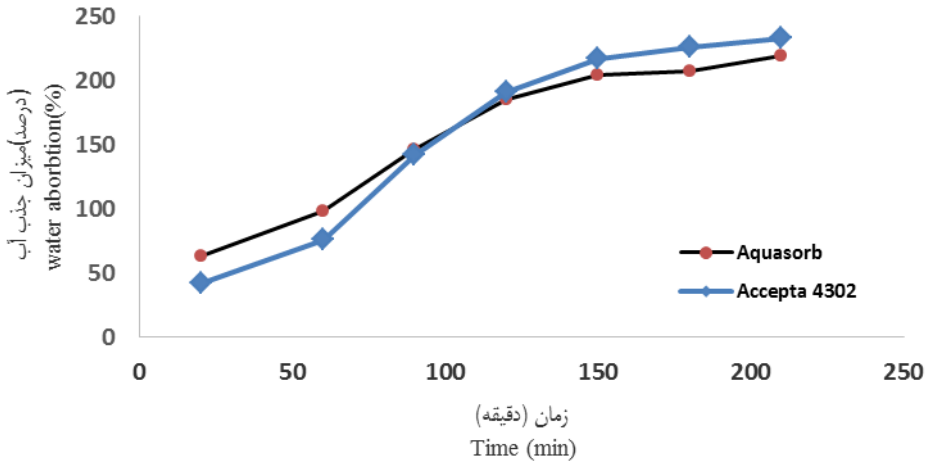
نتایج و بحث

میانگین آب جذب شده توسط پلیمر بعد از ۳۰، ۶۰، ۹۰، ۱۲۰، ۱۵۰، ۱۸۰ و ۲۱۰ دقیقه نشان داد که با گذشت زمان میزان آب جذب شده در پلیمرهای سوپرجاذب افزایش یافت به نحوی که نهایتا آکواسورب تا ۲۱۹ برابر و اکسپتا تا ۲۳۰ برابر وزن خود، آب جذب نمودند. (شکل ۱). نتایج نشان داد که روند جذب آب در ابتدا (تا ۹۰ دقیقه اول آزمایش) به نحوی است که سرعت و میزان جذب آب آکواسورب بیشتر بوده ولی بعد از آن اکسپتا با شیب بیشتر میزان رطوبت بیشتری جذب کرده است.

نتایج مربوط به اندازه‌گیری میزان رطوبت خاک در جدول ۲ نشان داده شده است. بر این اساس با افزایش میزان پلیمر در خاک، رطوبت خاک نیز به شکل معنی‌داری افزایش داشته است به نحوی که بیشترین میزان جذب رطوبت در تمامی اندازه‌گیری‌ها (هفته اول تا هفته شانزدهم) در تیمارهای۷ (۲۳/۳ درصد) و ۱۳ (۲۵/۶ درصد) بوده است که در آنها ۱/۵ گرم پلیمر در یک کیلوگرم خاک استفاده شده است. این در حالی است که میزان رطوبت در تیمارهای ۲ و ۸ (۰/۲۵درصد پلیمر) و نیز تیمارهای ۴ و ۱۰ (۰/۷۵ درصد پلیمر) تفاوت معنی‌داری با هم نداشته اند. همچنین در تمامی سطوح پلیمری میزان جذب رطوبت پلیمر اکسپتا بیشتر از آکواسورب بوده است. تاثیر تیمارهای مختلف بر خصوصیات فیزیکی-شیمیایی خاک بعد از برداشت محصول در جدول ۳ دیده می‌شود. نتایج جدول ۳ نشان داد که درصد اشباع با افزایش میزان پلیمر اعمال شده در گلدان‌ها رابطه مستقیمی دارد و بجز در مورد تیمارهای ۵ و ۶ و نیز ۷ و ۱۱، در تمامی موارد اختلاف معنی‌داری بین درصد اشباع تیمارها مشاهده شد. با توجه به وجود اختلاف معنی‌دار در درصد اشباع خاک تیمار ۱ با سایر تیمارها می‌توان نتیجه گرفت که استفاده از سوپرجاذب‌های مذکور باعث افزایش نگه‌داشت آب در خاک گلدان‌ها شده است.

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش
Table 1- Physical and chemical properties of tested soil

ویژگی Property	مقدار Amount
بافت خاک Soil texture	لومی شنی Sandy loam
شن Sand(%)	66
سیلت Silt(%)	19
رس Clay(%)	15
جرم مخصوص حقیقی Real density (mg m^{-3})	2.72
جرم مخصوص ظاهری Bulk density (mg m^{-3})	1.51
درصد اشباع Degree of saturation(%)	33
اسیدیته pH	7.85
هدایت الکتریکی EC (dS m^{-1})	0.90
نیتروژن N (%)	0.021
فسفر Phosphorous (mg Kg^{-1})	8.00
پتاسیم Potassium (mg Kg^{-1})	140.00
کربن آلی Organic carbon (%)	0.33



شکل ۱- درصد جذب آب توسط سوپرجاذب‌ها در زمان‌های مختلف

Figure 1. Absorbed water percentage by superabsorbent at various times

از مقایسه نتایج جدول ۳ می‌توان گفت پلیمر سوپرجاذب اکسپتا در مقایسه با آکواسورب کارایی بیشتری در جذب و نگه‌داشت آب در خاک داشته است. آندری و همکاران (۶) در تحقیقات خود به این نتیجه رسیدند که میزان جذب آب توسط پلیمرهای سوپرجاذب وابسته به دمای محیط بوده و با افزایش دما تا حدودی کاهش پیدا می‌کند. همانطور که در جدول ۲ نشان داده شده، میزان سوپرجاذب در تیمارها رابطه مستقیمی با میزان نگه‌داشت رطوبت در خاک داشته است. با توجه به اینکه تحقیق حاضر در شرایط کنترل شده گلخانه صورت گرفته است امکان تاثیرگذاری محسوس دما بر میزان جذب رطوبت وجود نداشته است. نتایج تحقیقات گذشته نیز حاکی از آن بوده که میزان آب جذب شده در تیمارهایی که پلیمر بیشتری دارند، بیشتر از رطوبت خاکهایی است که در آنها مواد آلی وجود دارد (۶). همچنین اثر پلیمرها و هیدروژلهای کشاورزی در کاهش هدر رفت آب بر اثر تبخیر آب اثبات شده است (۲۱).

بیشترین جرم مخصوص ظاهری (۱/۵۱۵gr/cm3) در تیمار ۱ (شاهد) مشاهده شد و با افزایش میزان پلیمر به شکل معنی‌داری مقدار جرم مخصوص ظاهری کاهش یافت. البته تیمارهای ۲، ۷ و ۱۱ از این بابت اختلاف معنی‌داری با تیمار شاهد نشان ندادند. بنابراین می‌توان اظهار داشته که سطح اول استفاده از پلیمرهای سوپرجاذب (۰/۲۵ درصد پلیمر) تاثیر معنی‌داری در کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک نداشته است. همچنین سوپرجاذب اکسپتا در کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک موثرتر از سوپرجاذب آکواسورب بوده است. نتایج جدول ۳ نشان داد که مقادیر pH حقیقی با اعمال سوپرجاذب‌ها کاهش یافته ولی هیچ روند منظم و البته معنی داری در این زمینه نبوده، به نحوی که علی‌رغم اختلاف معنی دار آماری تیمار شاهد نسبت به برخی تیمارها، هیچگونه روند خاصی برای تاثیرگذاری سوپرجاذب‌ها بر pH خاک‌های مورد آزمایش مشاهده نشد. نتایج این تحقیق نشان داد که سوپرجاذب آکواسورب و بویژه تیمار ۴ به شکل معنی‌داری در کاهش EC خاک گلدان‌های مورد آزمایش موثر بوده است به نحوی که EC خاک شاهد از ۰/۹۰ به ۰/۶۸ در تیمار ۴ (۰/۷۵ درصد پلیمر آکواسورب) کاهش یافته است. البته تیمار ۱۱ (۱ درصد پلیمر اکسپتا) نیز نتیجه‌ای مشابه تیمار ۴ داشته و اختلاف معنی دار آماری با این تیمار ندارد. زنگویی‌نسب و همکاران (۲۴) در نتایجی مشابه نشان دادند که با استفاده از سوپرجاذب آکواسورب رطوبت قابل استفاده خاک افزایش و میزان هدایت الکتریکی و جرم مخصوص ظاهری کاهش می‌یابد.

نتایج جدول ۴ بیانگر آن است که سطوح مختلف سوپر جاذب‌های استفاده شده روند مشخص و معنی داری بر میزان نیتروژن خاک بعد از برداشت محصول نداشته است. مشابه این روند برای میزان فسفر و کربن آلی موجود در خاک هم مشاهده شده است، ولی افزودن سوپر جاذب‌ها بر میزان پتاسیم خاک به طور معنی داری موثر بوده است. به گونه‌ای که تمامی تیمارها از نظر میزان پتاسیم با تیمار شاهد (۱۷۴/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) تفاوت معنی‌دار داشته، ولی تیمارهای ۳ و ۴، ۵ و ۱۱ و نیز ۱۰ و ۱۲ اختلاف معنی‌داری با هم نداشته اند. اما روند کلی به این صورت بوده که با افزایش سطح سوپرجاذب‌ها در خاک گلدان‌های مورد آزمایش، میزان پتاسیم باقیمانده در خاک روند افزایشی داشته است.

جدول ۲- تاثیر تیمارهای مختلف بر میزان رطوبت جرمی خاک

Table 2- The effect of different polymer treatments on soil moisture

تیمار Treatment		کمینه Minimum	بیشینه Maximum	میانگین Average	انحراف معیار Standard deviation
1	A	1.03	3.94	2.946	0.852
2	B	2.50	6.60	4.616	1.043
3	C	4.30	14.20	10.081	3.274
4	E	7.90	16.55	13.205	2.294
5	F	10.50	23.20	15.950	3.339
6	H	13.50	24.32	18.141	3.816
7	J	14.84	27.15	20.559	4.182
8	B	2.00	7.00	5.046	1.436
9	D	6.00	16.95	11.475	3.614
10	E	8.00	20.53	14.033	3.193
11	G	11.00	26.71	16.889	4.254
12	I	12.43	27.12	19.481	4.963
13	K	15.75	31.30	22.067	4.749

حروف یکسان در هر ستون نشان دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد آزمون دانکن می‌باشد

same letters do not differ significantly at the level of significance p = 0.05

جدول ۳- تاثیر تیمارهای مختلف بر خصوصیات فیزیکی-شیمیایی خاک بعد از برداشت محصول

Table 3. Effect of various treatments on physical-chemical properties of soil after harvesting

تیمار Treatment		درصد اشباع Degree of saturation(%)		جرم مخصوص ظاهری Bulk density (mg m^{-3})		جرم مخصوص حقیقی Real density (mg m^{-3})		اسیدیته pH		هدایت الکتریکی EC (dS m^{-1})
1	a	21.060	i	1.515	k	2.720	f	7.845	h	0.905
2	b	21.780	i	1.505	j	2.680	g	7.870	g	0.875
3	c	22.120	h	1.375	hi	2.635	cd	7.635	e	0.750
4	f	22.515	f	1.290	hi	2.610	e	7.675	b	0.680
5	g	23.165	d	1.180	ef	2.580	cd	7.615	cd	0.730
6	g	23.175	c	1.155	cd	2.540	e	7.680	cd	0.720
7	i	23.355	b	0.980	a	2.380	cd	7.620	cd	0.730
8	d	22.225	i	1.510	hi	2.630	e	7.675	f	0.825
9	e	22.370	g	1.355	fg	2.590	cd	7.615	cd	0.730
10	h	23.290	e	1.250	de	2.560	b	7.565	a	0.645
11	i	23.360	c	1.150	bc	2.520	a	7.510	cd	0.710
12	j	25.190	c	1.140	b	2.500	cd	7.610	b	0.685
13	k	25.670	a	0.910	a	2.385	a	7.505	cd	0.720

حروف یکسان در هر ستون نشان دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد آزمون دانکن می‌باشد

same letters do not differ significantly at the level of significance p = 0.05

جدول ٤- تاثیر تیمارهای مختلف بر عناصر غذایی خاک بعد از برداشت محصول

Table 4- Effect of treatments on soil nutrients after harvesting

تیمار Treatment	NO_3 (mg Kg^{-1})		K (mg Kg^{-1})		P (mg Kg^{-1})		OC (%)	
1	f	5.280	a	174.500	a	9.350	abc	0.390
2	de	5.215	b	178.500	a	8.275	ab	0.385
3	de	5.230	c	181.160	a	8.420	bcd	0.410
4	f	5.275	c	181.205	a	9.100	bcd	0.410
5	c	4.995	e	185.150	a	8.765	d	0.430
6	i	5.805	h	188.950	a	8.325	abc	0.400
7	g	5.385	f	187.050	a	9.850	bcd	0.410
8	i	5.805	e	185.000	a	8.865	abc	0.400
9	de	5.220	d	183.100	b	450.950	abc	0.400
10	a	4.765	i	190.000	a	9.160	abc	0.390
11	b	4.925	e	184.550	a	9.295	d	0.430
12	de	5.190	i	190.000	a	9.335	cd	0.415
13	h	5.760	g	188.150	a	9.565	a	0.380

حروف یکسان در هر ستون نشان دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد آزمون دانکن می‌باشد

same letters do not differ significantly at the level of significance p = 0.05

جدول ۵- تجزیه واریانس ویژگی‌های گیاه

Table 5. Variance analyses of plant properties

منابع تغییرات Source of Variation	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean squares					
		تعداد برگ Leaves number	تعداد شاخه Branches number	وزن تر Wet Weight	وزن خشک Dry Weight	درصد رطوبت Moisture percent (%)	وزن میوه Fruit weight (g)
سوپرجاذب Superabsorbent	12	4258.33*	18.17*	44407.47*	1248.59*	9.64*	13421.56*
خطا Error	26	1637.82	7.73	20185.21	509.63	3.78	6185.05
ضریب تغییرات (درصد) Cofficient of Variation		17.7	18.5	20.2	15.8	21.3	23.5

*: معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد.

significantly at the level of significance p = 0.05

تاثیر سوپرجاذب‌ها بر عملکرد گیاه

نتایج تجزیه واریانس تاثیر تیمارهای مختلف سوپرجاذب‌ها بر ویژگی‌های گیاه در جدول ۵ نشان داده شده است. بر این اساس بین تیمارها از نظر تعداد برگ، تعداد شاخه، وزن تر، وزن خشک، درصد رطوبت و وزن میوه اختلاف معنی‌داری وجود داشته است.

همانطور که نتایج جدول ۶ نشان می‌دهد استفاده از پلیمرهای سوپرجاذب باعث افزایش معنی‌داری در تعداد برگ‌های گیاه شده است. به نحوی که گیاه تیمار شاهد دارای ۱۰۰/۸ برگ و تعداد برگ‌های گیاه در تیمارهای ۵ (۱ درصد پلیمر آکواسورب) و ۱۰ (۰/۷۵ درصد پلیمر اکسپتا) به ترتیب ۳۲۳/۵ و ۳۴۶ بوده است. این نتایج بیانگر آن است که استفاده از هر دو سوپرجاذب در افزایش برگ‌های گیاه گوجه فرنگی به شکل معنی داری موثر بوده ولی تاثیر سوپرجاذب اکسپتا بیشتر بوده است زیرا کمترین و بیشترین سطح سوپرجاذب آکواسورب (تیمار ۲ و ۷) نسبت به کمترین و بیشترین سطح سوپرجاذب اکسپتا (تیمار ۸ و ۱۳) تاثیر کمتری در افزایش تعداد برگ‌های گیاه مورد آزمایش داشته است. اما سوپرجاذب اکسپتا تاثیرگذاری بیشتری در افزایش تعداد شاخه‌های گیاه داشته است و بر اساس نتایج جدول ۶، با مقایسه سطح ۱/۲۵ درصد هر دو پلیمر (تیمار ۱۲ و تیمار ۶) می‌توان مشاهده کرد که پلیمر اکسپتا منجر به تولید ۱۸/۵ شاخه و پلیمر آکواسورب منجر به تولید ۱۵/۵ شاخه شده است. تاثیر استفاده از سوپرجاذب‌ها در بهبود وزن تر گیاه به نحوی بوده که بالاترین سطوح پلیمری استفاده شده (تیمار ۷ و ۱۳) بیشترین تاثیر در افزایش وزن تر گیاه را داشته اند. بطوریکه میانگین وزن تر اندازه‌گیری شده برای تیمار ۷ (۱/۵ درصد پلیمر آکواسورب)۴۷/۲ گرم و برای تیمار ۱۳ (۱/۵ درصد پلیمر اکسپتا) ۹۰/۴۷ گرم گزارش شده است. به این ترتیب سوپرجاذب اکسپتا کارایی بیشتری نسبت به سوپرجاذب آکواسورب در افزایش وزن تر گیاه داشته است. این نتایج نسبتا مشابه نتایج اعمال سوپرجاذب‌های برای افزایش وزن خشک گیاه بوده است. همچنین نتایج نشان داد که سطح ۵ هر دو سوپرجاذب (۱ درصد پلیمر) بیشترین تاثیر معنی دار در افزایش وزن میوه را داشته است و تیمارهای ۵ و ۱۲ با ۴۹۱/۵ و ۵۰۲/۹ گرم بیشترین وزن میوه را ایجاد کنند.

بر اساس نتایج ارائه شده در جدول ۷ سطح اول پلیمر آکواسورب (تیمار ۲) و نیز سطح دوم پلیمر اکسپتا (تیمار ۹) بیشترین تاثیر معنی‌دار در افزایش میزان نیتروژن گیاه را داشته اند به نحوی که میزان نیتروژن در تیمار شاهد ۱/۳۱ درصد و در تیمارهای ۲ (۰/۲۵ درصد پلیمر آکواسورب) و ۹ (۰/۵ درصد پلیمر اکسپتا) به ترتیب ۲/۸۸ و ۲/۸۲ درصد اندازه‌گیری شده است. علیرغم اینکه سوپرجاذب آکواسورب تاثیر بیشتری داشته اما از مقایسه تیمارهای ۲ و ۹ اختلاف معنی داری مشاهده نگردید. اما هیچگونه روند خاص و منظمی برای افزایش میزان فسفر گیاه در اثر استفاده از سوپرجاذب‌ها مشاهده نشد. این درحالی است که تیمارهای ۷، ۸، ۹ و ۱۱ بیشترین میزان پتاسیم اندازه‌گیری شده در گیاه را داشته‌اند. در حالیکه جلیلی و همکاران (۱۳) اعلام نمودند که با بکار بردن سوپرجاذب A200 تاثیر معنی داری در رشد نهال بادام در یکسال مشاهده نگردید که این نکته می‌تواند بیانگر آن باشد که کارایی استفاده از سوپرجاذب‌ها علاوه بر شرایط محیطی و نوع خاک به نوع گیاه تحت کشت نیز بستگی دارد. فاضلی رستم پور و همکاران (۱۰) در آزمایشات خود دریافتند که حضور سوپر جاذب ها در شرایط تنش خشکی باعث بهبود شاخص کروفیل در گیاه ذرت شده در حالیکه تاثیر معنی داری بر میزان نسبی آب برگ نداشته است. تنگو و همکاران (۲۲) گزارش نمودند که استفاده از پلیمرهای سوپر جاذب آکواسورب در بهترین شرایط و در شرایط تنش خشکی می تواند تا ۴۰ درصد باعث کاهش مصرف آب آبیاری برای نهال آکاسیا ویکتوریا گردد.

همچنین نتایج جدول ۸ نشان داد که بطور کلی با اعمال سوپرجاذب‌ها تعداد باکتری‌ها و قارچها به شکل معنی‌داری افزایش یافته و تعداد میانگین باکتری‌ها در هر گرم خاک از ۱۰۴× ۱۸۰/۴ در تیمار شاهد به ۱۰۴×۲۱۵ در تیمار ۱۳ افزایش یافته است. به نحوی که بیشترین سطوح پلیمری استفاده شده تاثیر بیشتری داشته‌اند و تیمارهای ۵، ۶ و ۷ با تیمارهای ۱۱، ۱۲ و ۱۳ نتایج نسبتا مشابهی داشته اند. مشابه همین روند در مورد تعداد قارچها هم وجود داشته است و با افزایش میزان استفاده از سوپر جاذب‌ها تعداد قارچها نیز افزایش یافته است به طوری که تعداد میانگین قارچها در هر گرم خاک تیمار شاهد ۱۲۰۵۰ به ۱۷۶۵۰۰ افزایش داشته است.

جدول ۹ نیز موید تاثیر معنی دار استفاده از پلیمرهای سوپرجاذب بر افزایش جمعیت باکتری‌ها و قارچها می‌باشد. به نحوی که از مقایسه جدول ۸ و ۹ می‌توان به این نتیجه رسید که سوپرجاذب اکسپتا در افزایش جمعیت باکتری‌ها و قارچها موثرتر بوده است. در این راستا پارواتی و همکاران (۱۸) گزاش کردند که با کاربرد پلیمر سوپرجاذب به خاک، جمعیت باکتریها و قارچها به ترتیب تا ۱۶ و ۱۸ درصدافزایش می‌یابد.

جدول ٦- تاثیر تیمارهای مختلف بر شاخص‌های تولید محصول

Table 6- Effect different of treatments on yield production Indices

تیمار Treatment		تعداد برگ Leaves number		تعداد شاخه Branches number		وزن تر Wet Weight(g)		وزن خشک Dry Weight(g)	درصد رطوبت Moisture percent (%)		وزن میوه Fruit weight (g)
1	a	100.80	A	8.50	a	13.145	a	7.0850	0.461	a	73.500
2	c	186.0	B	10.0	b	29.705	a	7.1450	0.759	b	168.250
3	d	192.750	c	13.50	c	34.160	a	7.4450	0.782	d	311.00
4	h	227.50	efg	16.50	d	39.295	b	8.3150	0.788	e	321.0
5	j	323.50	cd	14.50	e	40.435	d	10.1800	0.748	g	351.50
6	b	114.750	de	15.50	f	44.170	f	11.9200	0.730	k	491.50
7	e	207.70	efg	16.50	g	47.200	f	12.0500	0.745	j	484.50
8	f	210.50	cd	14.50	h	50.090	b	12.3550	0.753	b	167.0
9	g	220.750	ef	16.0	i	51.110	b	12.711	0.755	f	329.0
10	k	346.0	fg	17.0	j	85.740	c	13.1750	0.845	c	299.50
11	g	220.50	ef	16.0	k	88.130	e	13.2100	0.851	h	375.50
12	k	345.0	h	18.50	l	89.700	g	13.215	0.859	l	502.90
13	i	276.750	gh	17.50	m	90.475	f	14.1100	0.850	i	475.50

حروف یکسان در هر ستون نشان دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد آزمون دانکن می‌باشد

same letters do not differ significantly at the level of significance p = 0.05

جدول ۷- تاثیر تیمارهای مختلف بر میزان نیترات، فسفر و پتاسیم در گیاه

Table 7- Effect of different treatments on amount of Nitrate, Phosphorous, and Potassium in plant

تیمار Treatment		N(%)		P(%)		K(%)
1	a	1.315	b	1.530	a	1.440
2	f	2.885	bcd	1.640	c	2.265
3	cd	1.84	f	1.780	d	2.425
4	cd	1.92	ef	1.770	b	1.980
5	b	1.735	f	1.810	d	2.390
6	e	2.17	bcd	1.625	g	2.965
7	b	1.725	def	1.735	hi	3.100
8	e	2.21	g	2.10	hi	3.155
9	f	2.82	cde	1.665	hi	3.060
10	cd	1.93	f	1.8150	f	2.760
11	cd	1.86	h	2.70	hi	3.105
12	e	2.145	a	1.4250	g	2.940
13	cd	1.94	bc	1.570	e	2.530

حروف یکسان در هر ستون نشان دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد آزمون دانکن می‌باشد

same letters do not differ significantly at the level of significance p = 0.05

جدول ۸- تاثیر تیمارهای مختلف بر جمعیت باکتری‌ها و قارچ‌های خاک

Table 8- Effect of different treatments on population of soil bacteria and fungi

تیمار Treatment		جمعیت باکتریها در هرگرم خاک (×۱۰^۴) Population of bacteria per 1g soil (*10^4)		جمعیت قارچها در هرگرم خاک (×۱۰^۲) Population of fungi per 1g soil (*10^2)
1	A	180.50	a	120.50
2	B	184.50	b	123.50
3	C	186.50	d	132.50
4	E	193.0	f	144.50
5	G	210.50	h	170.50
6	H	212.50	i	173.0
7	G	210.50	i	173.50
8	C	187.50	c	128.50
9	D	190.50	e	141.50
10	F	198.50	g	153.50
11	G	209.50	h	169.50
12	Gh	213.50	i	172.50
13	Ghi	215.0	j	176.50

حروف یکسان در هر ستون نشان دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد آزمون دانکن می‌باشد

same letters do not differ significantly at the level of significance p = 0.05

همچنین رجایی و رئیسی (۱۹) با استفاده از نسبت‌های متفاوت از پلیمر سوپرجاذب A200 روی خاکهای با بافت متفاوت گزارش کردند که فعالیت آنزیم‌های مرتبط با نیتریفیکاسیون، تحت تاثیر کاربرد سوپر جاذب افزایش می‌یابد و این به دلیل افزایش جمعیت میکروارگانیسم-های تولید کننده این آنزیم‌ها می‌باشد. لی و همکاران (۱۶) گزارش نمودند که کاربرد پلیمر JC در شرایط کمبود آب در خاکهای تحت کشت کلم منجر به افزایش معنی دار باکتری های خاک می شود. آنان همچنین اعلام نمودند که در این حالت بیوماس میکروبی و تنفس میکروبی به ترتیب ۱۹/۳ و ۳۷/۲ درصد افزایش داشته است. در پژوهشی دیگر پارک و همکاران (۱۷) پلیمرسوپزجاذب را همراه با باکتری نوستوک در خاکهای شنی در شرایط آزمایشگاهی استفاده نمودند و گزارش کردند که پایداری خاکدانه های ایجاد شده در این حالت بیشتر از زمانی است که باکتری به تنهایی استفاده شود.

جدول ۹- همبستگی بین تیمارهای مختلف و جمعیت میکروارگانیسم‌ها

Table 9- The correlation between different treatments and microorganism population

نوع پلیمر/میکروارگانیسم Polymer/ Microorganism type		R^2	R	شیب خط (B) Line slope (B)	ضریب رگرسیونی استاندارد شده (β) Standardized regression coefficient(β)	F	Sig
آکواسورب Aquasorb	تعداد باکتری Bacteria number	0.872	0.934	0.308	0.934	81.8	0.00
	تعداد قارچ Fungi number	0.915	0.957	0.215	0.957	129.2	0.00
اکسپتا Accepta	تعداد باکتری Bacteria number	0.983	0.991	0.462	0.991	689.8	0.00
	تعداد قارچ Fungi number	0.967	0.983	0.236	0.983	350.9	0.00

نتیجه‌گیری کلی

بر اساس شکل ۱ می‌توان نتیجه گرفت که با افزایش زمان غوطه‌وری سوپرجاذب در آب، میزان جذب آب افزایش ولی شدت جذب آن به تدریج کاهش یافته است. همچنین بر اساس یافته‌های جدول ۳ می‌توان نتیجه گرفت در تیمارهای مختلف با افزایش میزان پلیمر سوپرجاذب، میزان درصد اشباع هم افزایش می‌یابد و سوپرجاذب اکسپتا در مقایسه با آکواسورب کارایی بیشتری در جذب و نگه‌داشت آب در خاک داشته است. این نتایج با یافته‌های تحقیقات حقیقی و همکاران (۱۱) و عابدی کوپایی و اسدکاظمی(۱) که بیان نمودندکه ظرفیت نگهداری آب در خاک با افزایش پلیمر هیدروژل افزایش می یابد، مطابقت دارد. اعمال سوپرجاذب‌ها بر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک نیز موثر بوده است به طوری که با افزایش میزان سوپرجاذب‌ها به طور معنی داری مقدار جرم مخصوص ظاهری

و EC کاهش یافت و سوپرجاذب اکسپتا در کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک موثرتر از سوپرجاذب آکواسورب بوده اما اختلاف معنی-داری بین تاثیر دو سوپرجاذب مورد استفاده بر EC مشاهده نشد. استفاده از پلیمرهای سوپرجاذب باعث افزایش معنی‌داری در میزان نیتروژن و پتاسیم گیاه، برگ‌ها، شاخه‌های گیاه، وزن تر گیاه و وزن میوه شد و نهایتا محصولات تولید شده در تیمارهایی که دارای سوپرجاذب بوده اند از نظر کمی و ظاهری وضعیت قابل قبول‌تری داشته‌اند که این امر احتمالا در اثر کاهش استرس آبی و تبعات آن روی کیفیت محصول می‌باشد. همچنین نتایج تحقیق حاضر حاکی از آن بود که با اضافه کردن سوپرجاذب‌ها بویژه پلیمر اکسپتا، جمعیت باکتری‌ها تا ۱۹ درصد و قارچ‌ها تا ۴۶ درصد به طور معنی‌دار افزایش یافته است. در مجموع به نظر می‌رسد پلیمرهای سوپرجاذب با حفظ رطوبت خاکدانه‌ها در طول زمان و ایجاد جایگاه مناسب برای رشد میکروارگانیسم‌ها در خاک باعث بهبود شرایط بیولوژیکی خاک می-شوند. نتایج نهایی این تحقیق حاکی از آن بود که استفاده از سوپرجاذب‌ها علی‌رغم اینکه تاثیر چندانی روی ویژگی‌های شیمیایی خاک نداشته ولی در بهبود ویژگی‌های فیزیکی و بیولوژیکی خاک مفید و احتمالا به دلیل افزایش در دسترس بودن (فراهمی) عناصر غذایی (به دلیل افزایش سطح رطوبت خاک) باعث افزایش کیفیت و کمیت محصول گوجه فرنگی شده است.

سپاسگزاری

به این وسیله از زحمات ارزشمند جناب آقای دکتر محمدرضا آخوند که در تحلیل و تفسیر نتایج آماری این مقاله وقت زیادی را صرف نمودند، قدردانی می‌گردد.

منابع

1- Abedi-koupai J., and Asadkazemi J. 2006. Effect of hydrophilic polymer on the field performance of an ornamental plant (Cupressusarizonica) under reduced irrigation regims. Iranian Polymer Journal, 15:715-725.

2- Abedikoupai J., and Mesforoush M. 2009. Evaluation of superabsorbent polymer application on yield, water and fertilizer use efficiency in cucumber (Cucumissativus). Iranian Journal of irrigation and drainage, 3(2):100-111. (in Persian with English abstract)

3- Abedi-koupai J., Sohrab F., and Swarbrick G. 2008. Evaluation of hydrogel application on soil water retention characteristics, Journal of plant nutrition, 31:317-331.

4- Akhter J., Mahmood K., Malik K.A., Mardan A., Ahmad M., and Iqbal M.M. 2004. Effect of hydrogel amendment on water storage of sandy loam and loam soil and seedling growth of barley wheat and chichpea. Plant Soil Environ.50. 10:463-469.

5- Allen R.D. 1995. Dissection of oxidative stress tolerance using transgenic plants. Plant Physiol., 57: 1049-1054.

6- Andry H., Yamamoto T., Irie T., Moritani S., Inoue M., and Fujiyama H. 2009. Water retention, hydraulic conductivity of hydrophilic polymers in sandy soil as affected by temperature and water quality. Journal of Hydrology, 373: 177–183.

7- Asgharzadeh N. 2005. Laboratorial methods in soil biology. Tabriz university press.

8- Blum A. 1996. Crop responses to drought and the interpretation of adaptation. Plant Growth Regul, 20:135- 148.

9- El-Hady O.A., and Wanas Sh.A. 2006. Water and fertilizer use efficiency by cucumber grown under stress on study soil treated with acrylamide hydrogels. Journal of Applied Sciences Research, 2:1293-1297.

10- Fazelirostampour M., Seghatoleslami M.J., and Musavi S.GH. 2010. The study drought stress effect and superabsorbent on relative water content and leaf chlorophyll index and its relationship with seed yeld in corn (*Zea Mays* L.). Crop physiology, 2(1):19-31. (in Persian with English abstract)

11- Haghighi M., Mozafarian M., and Afifpour Z. 2014. The effect of superabsorbent polymer and different withholding irrigation level on some qualitative and quantitative traits of Tomato (*LycopersicumEsculentum*). Journal of horticulture science, 28(1): 125-133. (in Persian with English abstract)

12- Hayat R., and Safdar A. 2004. Water absorbtion by synthetic polymer and its effect on soil properties and Tomato Yield. International journal of agriculture and biology, 6(6): 998-1002.

13- Jalili K., Jalili J., and Sohrabi H. 2012. Effect of Super Absorbent Polymer (Tarawat A200) and Irrigation Interval on Growth of Almond Sapling. Soil and Water Knowledge, 21(1):121-134. (in Persian with English abstract)
14- Kelly J.J., Hggblom M., and Tate R.L. 1999. Changes in soil microbial communities over time resulting from one time application of zinc: a laboratory microcosm study. Soil BiolBiochem 31: 1455-1465.
15- Lafitte R. 2002. Relationship between leaf relative water content during reproductive stage water deficit and grain formation in rice. Field Crops Reaseachers, 76: 165-174.
16- Li X., He J.Z., Liu Y.R., and Zheng Y.M. 2013. Effects of super absorbent polymers on soil microbial properties and Chinese cabbage (*Brassica chinensis*) growth. Journal of Soils and Sediments, 13(4): 711-719.
17- Park C.H., Li X., Jia R.L., and Hur J.S. 2015. Effects of superabsorbent polymer on cyanobacterial biological soil crust formation in laboratory. Arid Land Research and Management, 29(1): 55-71.
18- Parvathy P.C., Jyothi A.N., John K.S., and Sreekumar J. 2014. Cassava Starch Based Superabsorbent Polymer as Soil Conditioner: Impact on Soil Physico-Chemical and Biological Properties and Plant Growth. Clean Soil Air Water, 42: 1610–1617.
19- Rajaei F., and Raiesi F. 2011. The role of superabsorbent Superab A200 in alleviating drought stress and its influence on nitrogen dynamics and soil alkaline phosphatase and urease activities. Iran Water Research Journal, 7(4): 13-24. (in Persian with English abstract)
20- Sheikhmoradi F., Arji I., Esmaeili A., and Abdosi V. 2011. Evaluation the effect of cycle irrigation and superabsorbent on qualitative characteristics of lawn. Journal of Horticulture Science, 25(2):170-177. (in Persian with English abstract)
21- Siddique M.R.B., Hamid A., and Islam M.S.1999. Drought stress effects on photosynthetic rate and leaf gas exchange of wheat. Bot. Bull. Acad. Sin., 40:141-145.
22- Tongo A., Mahdavi A., and Saiad E. 2014. Effect of superabsorbent polymer Aquasorb on growth, establishment and some physiological characteristics of Acacia victoriae seedlings under drought Stress. Journal of Water and Soil, 28(5): 951-963. (in Persian with English abstract)
23- Valizadeh Ghaleh Beyg A., Nemati S.H., Tehranifar A., and Emami H. 2015. Effects of A200 superabsorbent, bentonite and water stress on physiological traits and vitamin C of lettuce under greenhouse cultivation. ejgcst, 6(21) :157-168
24- Yazdani F., Akbari A., and Behbahani M.R. 2008. Effect of different rates of superabsorbent polymer (Tarawat A200) on soybean yield and yield components (Glycine max L.). Pajouhesh&Sazandegi. 75: 167-174. (in Persian with English abstract)
25- Zangooei Nasab S.h., Emami H., Astaraei A.R., and Yari A.R. 2013. Effects of stockosorb hydrogel and irrigation intervals on some soil physical properties and growth of haloxylon seedling. Journal of Soil Management and Sustainable Production, 3(1): 167-182.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 156-167

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۶۷-۱۵۶

Comparison the Efficiency of Aquasorb and Accepta Superabsorbent Polymers in Improving Physical, Chemical, and Biological Properties of Soil and Tomato Turnover under Greenhouse Condition

M. Nourzadeh Haddad[1*]- A. Hasani[2]- M. Karami Moghadam[3]
Received: 10-02-2016
Accepted: 29-06-2016

Introduction: Water shortage in arid and semiarid regions is the most serious factor in limiting agricultural activities as it leads to the rapid reduction of yields from both a quantitative and qualitative perspective. Under conditions of water scarcity, leaf temperature rises, which causes plant wilting and premature senescence of leaves and, eventually, severes reduction of dry matter production. Use of high-efficient irrigation practices, improvement of soil's physical properties, and use of soil amendments such as superabsorbent polymers are some ways of compensating for water shortage, especially during the growing season. Some materials such as plant residues, manure, various types of compost, and superabsorbent polymeric hydrogels can store various amounts of water and thus increase water retention and storage capacity of soils. Superabsorbent hydrogels, which are also called superabsorbent polymers (SAPs) or hydrophilic polymeric gels, are hydrogels that can absorb substantial quantities of water. Hydrogels are a class of polymeric materials having network structures (with physical or chemical crosslinks) that are very capable of swelling and absorbing large amounts of water. These materials are formed from water-solublepolymers by crosslinking them either using radiation or a crosslinker. Superabsorbents are widely used in many products such as disposable diapers, feminine napkins, soils for agricultural and horticultural purposes, gel actuators, water blocking tapes, medicine for the drug delivery systems and absorbent pads where water absorbency or water retention is important. Water is a major constraint for crop growth in arid and semi-arid regions, as the precipitation is low and uncertain in these areas. Efficient utilization of meager soil and water resources necessitates the adaptation of appropriate water management techniques. Suitable soil moisture increases the biological activities as result of physical and chemical condition of soil improving the crop production finally.

Material and Methods: This experiment was conducted under greenhouse conditions in Shushtar city at northern Khuzestan Province using the randomized complete block design using 13 treatments and with 3 replications. Soil samples were taken from a field in the study area, air dried, and passed through a 2 mm sieve. Seven concentration (0, 0.25, 0.5, 0.75, 1.0, 1.25, and 1.5 percentage) of superabsorbent polymers (Aquasorb and Accepta) were used in greenhouse condition. Superabsorbent and 10 Kg soil thoroughly mixed in each pot. All treatments were irrigated when the plants at control showed sign of wilting. There were three replications of each treatment. NPK fertilizers were applied as urea, diammonium phosphate (DAP) and potassium sulphate (K2SO4) based the soil test. Soil samples were again collected which were analyzed for nitrate-N, total organic carbon (TOC), phosphorus and potassium, bulk density, particle density and saturation percentage.NPK of plant samples were also determined. Data were statistically analysed by Duncan test using SPSS.

Results and Discussion: Results had shown that the highest bulk density (1.515 gr/cm^3) seen in control treatment and with increasing the polymer, bulk density decreased significantly to 0.91 gr/cm^3 in treatment No.2. Also the treatments No. 4 and 11 shown decreasing EC significantly from 0.9 in control treatment to 0.68 in No.4. Adding superabsorbent had significant effect on Potassium amount of soil. Using superabsorbent had no significant effect on real density, pH, N amount, Phosphorous, soil organic carbon after yield harvesting in soil and amount of Phosphorous in plant. Significant increasing in number of leaves, branches, fresh weight of plant, and fruit weight with using superabsorbent polymers and the highest used polymer level (treatments No. 7 and 13) had the highest effect on fresh weight of plant which reported 47.2 g for No.7 and 90.47 g for No.13. Also using 1 percentage of Accepta superabsorbent (No.12) caused the significant increasing of fruit weight (502.9 g) instead of control (73.5 g). Based on the presented results No. 2 and 9 had the most effects on N of plants, which the N amount in control was 1.31 percentage and in No.2 and 9 were 2.88 and 2.82 measured respectively. Treatments No. 7, 8, 9, and 11 had the most measured plant potassium. Final results had shown the number of bacteria and fungi increased significantly using superabsorbent and the number of bacteria increased to 215 ×

1 and 3- Assistant Professors, Department of Agriculture, Payame Noor University (PNU), Iran
(*-Corresponding Author Email: m.nourzade@gmail.com)
2- Assistant Professor, Department of Soil Science, Zanjan University, Iran

10^4 in No.13 and the number of fungi to 176500 in each gram of soil.

Conclusion: The overall results of this research had shown the promotion of physical, biological, and finally increase the yield as results of using superabsorbent especially Accepta type. Using these superabsorbent polymers in farms need more studies because of more effective climate parameters.

Keywords: Accepta, Aquasorb, Population of bacteria, Bulk density, Fruit weight

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 168-178

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۷۸-۱۶۸

ارزیابی اثر کرم خاکی و لجن فاضلاب شهری بر کیفیت میکروبیولوژیک و بیوشیمیایی خاک با استفاده از روش تجزیه‌ی چند متغیره

هانیه جعفری وفا[1*] – فایز رئیسی[2]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۸/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۱/۲۶

چکیده

استفاده از پسماندهای آلی همچون لجن فاضلاب در خاک‌های کشاورزی با ماده‌ی آلی کم شیوه‌ای متداول برای اصلاح و بهبود شرایط خاک محسوب می‌شود. با این حال، مصرف لجن فاضلاب ممکن است از طریق افزایش سوبسترای قابل دسترس و به عنوان یک منبع غذایی، اثر جانوران خاک به ویژه کرم خاکی برشاخص‌های زیستی نظیر فعالیت میکروبی و آنزیمی و در پی آن کیفیت میکروبیولوژیک خاک را تغییر دهد. به همین دلیل هدف این پژوهش ارزیابی عکس‌العمل ویژگی‌های میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی خاک به مصرف لجن فاضلاب در حضور کرم خاکی بود. تیمارهای آزمایش شامل لجن فاضلاب (در دو سطح بدون لجن فاضلاب و ۱/۵ درصد لجن فاضلاب) به عنوان فاکتور اول و کرم خاکی [در چهار سطح بدون کرم خاکی، گونه‌ی آیزنیافتیدا (اپی‌ژئیک)، گونه‌ی آلولوبوفورا کالیژینوزا (اندوژئیک) و مخلوط دو گونه] به عنوان فاکتور دوم بودند که به صورت فاکتوریل ۴×۲ در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار و شرایط گلخانه برای مدت ۹۰ روز اجرا شد. نتایج تجزیه‌ی عامل نشان داد که سه مؤلفه‌ی اول دارای ارزش ویژه‌ی بیشتر از یک بوده و جمعاً ۸۹ درصد تغییرات را توجیه کردند. بر اساس نمودار دو بعدی اغلب ویژگی‌های میکروبی خاک با مصرف لجن فاضلاب افزایش یافتند که این اثر مثبت به دلیل بالا بودن میزان مواد آلی و عناصر غذایی و همچنین غلظت پایین فلزات سنگین در این پسماند آلی بود. همچنین با مصرف لجن، وابستگی گونه‌ی آیزنیافتیدا به ریزجانداران به عنوان منبع غذایی کاهش یافت ولی گونه‌ی آلولوبوفورا کالیژینوزا به دلیل تغذیه‌ی انتخابی از ریزجانداران، همچنان به زیست‌توده‌ی میکروبی وابسته بود و اثرات مثبت به همراه داشت.

واژه‌های کلیدی: تجزیه به مؤلفه‌ی اصلی، تجزیه‌ی عامل، کیفیت خاک

مقدمه

جامعه‌ی میکروبی خاک در تجزیه‌ی مواد آلی، تولید آنزیم و گردش عناصر غذایی دارای اهمیت فراوان می‌باشد (۲۹) و به همین دلیل خصوصیات میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی یک خاک از حساس‌ترین ویژگی‌های کیفیت آن به شمار می‌روند (۱۹). از سوی دیگر مواد آلی خاک مخزن فعال کربن و عناصر غذایی لازم برای رشد گیاه و یکی از اجزای اساسی برای حاصل‌خیزی و کیفیت خاک عنوان شده است (۱۸). اکثر خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک ایران کمتر از یک درصد ماده‌ی آلی دارند (۳۶) و به دلیل pH بالا ناشی ازحضور کربنات‌ها و مقادیر پایین ماده‌ی آلی اغلب با کمبود عناصر غذایی به شکل قابل جذب برای گیاه روبرو می‌باشند (۲۳). یکی از راه‌های حل این مشکل استفاده از اصلاح‌کننده‌های آلی ارزان قیمت مانند لجن فاضلاب شهری است (۱۸). با این حال، برخی از این لجن‌ها دارای فلزات سنگین با غلظت بیش از حد آستانه‌ی تحمل ریزجانداران خاک و گیاهان هستند (۲۳) که در نهایت ممکن است اثر سوء بر سلامتی انسان، حیوان، گیاهان و حتی موجودات زنده خاک داشته باشند (۳۹). کرم‌های خاکی یکی از مهم‌ترین جانوران ساکن خاک به شمار می‌آیند (۱۷) که اثرات مثبت فعالیت آنها بر فرآیندهای مختلف میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی در خاک‌های غیرآلوده و بدون مصرف لجن فاضلاب همواره گزارش شده است (۲۱ و ۳۰). اما نقش این گروه از جانوران در فرایندهای مختلف خاک ممکن است بر اثر مصرف لجن فاضلاب و فراهم نمودن ماده غذایی لازم برای آنها در خاک‌های کشاورزی تغییر یابد (۱۵).

به طور معمول استفاده از شاخص‌های مختلف زیستی به دلیل حساسیت بالای آنها بهترین شیوه پایش کیفیت خاک‌هایی که در آنها

۱ و ۲- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد و استاد گروه مهندسی خاکشناسی، دانشکده‌ی کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
(*- نویسنده مسئول: Email: hjafarivafa@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.50082

لجن فاضلاب به کاربرده می‌شود، می باشد (۱۹ و ۲۷). از طرف دیگر اندازه‌گیری فعالیت‌های میکروبی و (میکرو) بیولوژیکی پیچیده، تنها با اندازه‌گیری یک پارامتر ساده امکان‌پذیر نیست. از این رو به نظر می‌رسد که تعیین همزمان چند پارامتر، روش مناسبی برای پی بردن به تغییرات ایجاد شده در شرایط زیستی و در نتیجه کیفیت خاک باشد (۲۴). برای سهولت ارزیابی شاخص‌های اندازه‌گیری‌شده و تفسیر دقیق تر نتایج در مطالعات خاکشناسی، اغلب از روش‌های تجزیه‌ی چند متغیره استفاده می شود (۷ و ۴۲). تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (Principal Components Analysis, PCA) یا تجزیه فاکتور (Factor Analysis) یکی از انواع روش‌های تحلیل داده‌های چند متغیره است که هدف اصلی آن کاهش تعداد متغیرهای اولیه‌ی مورد مطالعه می‌باشد. با استفاده از تجزیه به مؤلفه‌های اصلی می‌توان تعداد زیادی متغیر توضیحی همبسته را با تعداد محدودی متغیر توضیحی جدید و غیرهمبسته که فاکتور یا مؤلفه‌های اصلی (Principal Components) نامیده می‌شوند، جایگزین نمود (۳۸). غیر همبسته بودن توابع خطی جدید (مؤلفه‌های اصلی) بدان مفهوم است که مؤلفه‌های مورد نظر قادر به ارائه‌ی حداکثر اطلاعات موجود در ابعاد جدید و کوچکتر داده‌ها می‌باشند (۲۸). به این ترتیب نه تنها بعد سیستم تقلیل می‌یابد، بلکه مشکل همراستایش چندگانه (multicollinearity) نیز پیش نمی‌آید. در این روش، اغلب می‌توان به ساختار منطقی داده‌ها پی برد و الگوی تغییرات ناشی از تیمارها را بهتر مشخص و ترسیم کرد (۳۸). پژوهشگران زیادی به بررسی کیفیت میکروبیولوژیک خاک با استفاده از روش‌های چند متغیره پرداخته و به کارایی بالاتر این روش اذعان داشتند (۱۰ و ۲۰). بنابراین هدف این پژوهش بررسی تغییرات کیفیت میکروبیولوژیک خاک بر اثر کاربرد لجن فاضلاب در حضور کرم خاکی با استفاده از روش‌های تجزیه‌ی چند متغیره و انتخاب حساس‌ترین متغیرهای خاک بود.

مواد و روش‌ها

اجرای آزمایش و اعمال تیمارها

خاک آهکی مورد مطالعه از اراضی دانشگاه شهرکرد انتخاب شد، دارای بافت لوم رسی و بدون سابقه کشت برای مدت ده سال بود. نمونه‌ی خاک از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری به میزان لازم جمع‌آوری و پس از هوا خشک شدن، از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد. لجن فاضلاب مورد استفاده از حوضچه‌های جمع‌آوری لجن تصفیه‌خانه‌ی شهرکرد نمونه‌برداری و پس از هوا خشک شدن از الک یک میلی‌متری عبور داده شد. بر اساس استانداردهای جهانی (۴) میزان فلزات سنگین این لجن کمتر از حد بحرانی بود (جدول ۱).

آزمایش به صورت فاکتوریل ۴×۲ درقالب طرح کاملاً تصادفی به اجرا درآمد. دو فاکتور شامل لجن فاضلاب (بدون لجن و ۱/۵ درصد لجن فاضلاب شهری معادل ۵۸/۵ تن در هکتار) و کرم خاکی [بدون کرم، با آیزنیافتیدا (*Eisenia foetida*) (اپی‌ژئیک)، با آلولوبوفورا کالیژینوزا (*Allolobophra caliginosa*) (اندوژئیک) و مخلوط این دو گونه]، به عنوان تیمارها انتخاب و مطالعه گردید. ۲۴ گلدان (واحد آزمایشی) برای ۸ تیمار مختلف، هر کدام با سه تکرار در نظر گرفته شد. با توجه به اهمیت و تأثیر جایگاه اکولوژیکی کرم خاکی در عادت‌های غذایی و نقش آن در اکوسیستم (۱۶)، دو گونه‌ی مختلف کرم خاکی با جایگاه اکولوژیکی اپی‌ژئیک و اندوژئیک مورد بررسی قرار گرفتند.

جدول ۱- برخی خصوصیات شیمیایی لجن فاضلاب و خاک مورد مطالعه

Table 1- Some chemical properties of sewage sludge and soil used

ویژگی Feature	واحد Unit	لجن فاضلاب Sewage sludge	خاک Soil
EC	(dS m^{-1})	1.02 (1:5)	0.167 (1:2)
pH (H_2O)	-	6.01 (1:5)	8.34 (1:2)
کربن آلی Organic Carbon	(g C kg^{-1})	359	5.36
نیتروژن کل Total Nitrogen	(g N kg^{-1})	55.9	0.509
فسفر قابل دسترس Available Phosphorus	(mg kg^{-1})	400	4.36
Total Cu*	(mg kg^{-1})	73.2	11.7
Total Pb	(mg kg^{-1})	46.1	7.8
Total Zn	(mg kg^{-1})	1163	29.5

* غلظت کل عناصر سنگین (۳۷)

*Total concentrations of heavy metals (37)

گونه‌ی آیزنیافتیدا از لابراتوار جانورشناسی دانشکده‌ی علوم دانشگاه شهرکرد تهیه شد. گونه‌ی دیگر به روش دستی از اراضی دشت شهرکرد جمع‌آوری گردید. تعدادی از این کرم‌های خاکی جهت شناسایی جنس و گونه بر مبنای ویژگی‌های مورفولوژیک توسط دستگاه بانیوکولار به آزمایشگاه انتقال یافتند. در نهایت با استفاده از کلیدهای شناسایی، این کرم خاکی متعلق به خانواده *Lumbricidae*، جنس *Allolobophra* و گونه‌ی *caliginosa* بود. تکثیر کرم‌های خاکی در جعبه‌های چوبی و با بستر پرورش کود حیوانی پوسیده و الک شده به همراه خاک برگ و خاک صورت گرفت. برای مرطوب نگه داشتن این بستر هر سه روز یکبار مقداری آب اضافه شد. در نهایت کرم‌ها طی دو ماه تکثیرشدند.

در گلخانه‌ی دانشگاه شهرکرد گلدان‌های با گنجایش ۸ کیلوگرم، با خاک عبور داده شده از الک ۲ میلی‌متری پر شده و تیمار لجن فاضلاب اعمال گردید. پس از آن خاک گلدان‌ها سه ماه برای رسیدن به تعادل نسبی آبیاری شد. برای تخلیه‌ی محتوای روده‌ی کرم‌های خاکی مورد نظر به مدت ۲۴ ساعت درون سینی استریل به حالت نیمه شناور نگهداری شدند. به هرگلدان تعداد ۸ عدد کرم خاکی بالغ با طول حدود ۵ تا ۶ سانتی‌متر به صورت چهار تیمار بدون کرم خاکی، با آیزنیافتیدا، با آلولوبوفورا کالیژینوزا، مخلوط این دو گونه اضافه گردید. به منظور جلوگیری از خروج کرم‌های خاکی، سطح گلدان‌ها با یک توری نازک بسته شد. پس از گذشت ۹۰ روز خاک گلدان را کاملاً مخلوط نموده و به مقدار لازم جدا شد. بخشی از این نمونه‌ها در ظرف‌های دربسته و در یخچال با دمای $4^{\circ}C$ به منظور اندازه‌گیری ویژگی‌های میکروبیولوژیکی نگهداری شدند و بخش دیگر برای تجزیه‌ی شیمیایی هواخشک گردید.

تجزیه‌های آزمایشگاهی

در نمونه‌های هوا خشک اندازه‌گیری برخی ویژگی‌ها مانند EC (۳۴)، pH (۴۰)، نیتروژن کل (۱۲)، فسفر قابل جذب (۳۱)، کربن آلی کل (۳۰) و غلظت عناصر سنگین مس، سرب و روی عصاره‌گیری شده با DTPA-TEA (۲۵) انجام گردید. در نمونه‌های مرطوب ویژگی‌های نیتروژن معدنی شامل نیترات+آمونیوم (۳)، کربن آلی محلول (۱۳)، سرعت تنفس (۶)، کربن زیست‌توده‌ی میکروبی (۲۲)، تنفس ناشی از سوبسترا (۱۴)، تنفس قارچی و تنفس باکتریایی (۵)، آمونیفیکاسیون آرژینین (۲) و سرعت نیتریفیکاسیون (۳) اندازه‌گیری شدند. همچنین سنجش فعالیت آنزیم‌های آریل سولفاتاز، آلکالاین فسفاتاز، اوره‌آز، هیدرولیز فلورسین دی‌استات (۳) و کاتالاز (۲۶) نیز صورت گرفت.

تجزیه‌ی عامل

برای تجزیه و تحلیل داده‌ها به منظور تفکیک و جداسازی دقیق‌تر تیمارهای مورد نظر و استخراج الگوی دقیق تغییرات، از روش تجزیه عامل (Factor Analysis, FA) استفاده گردید. هر گاه p متغیر وجود داشته باشد؛ روش تجزیه‌ی عامل منجر به p مؤلفه‌ی اصلی می‌گردد که واریانس اولین مؤلفه‌ی اصلی بیشترین مقدار عددی را به خود اختصاص می‌دهد. به طور کلی مجموع واریانس‌های مؤلفه‌های اصلی با مجموع واریانس‌های متغیرهای اصلی برابر است. بنابراین مؤلفه‌های اصلی دربرگیرنده‌ی تمامی تغییرپذیری موجود در داده‌های اصلی می‌باشند (۲۸). از بین تمامی مؤلفه‌های اصلی به دست آمده، مؤلفه‌هایی باید انتخاب شوند که مجموع آنها، حداکثر تغییرپذیری داده‌ها را منعکس کند (۲۸). اغلب انتخاب تعداد محورها یا عامل‌ها بر اساس روش کیسر (Kaiser) و بردار ویژه‌ی محورها یا ضرایب عامل بر اساس معیار انتخاب (Selection Criteria, SC) صورت می‌گیرد. در انتخاب محورها بر اساس روش کیسر بایستی ارزش ویژه‌ی (Eigenvalue) هر محور بیشتر از یک باشد (۳۵). در واقع عامل‌هایی انتخاب می‌شوند که توصیف‌کننده‌ی حداقل $\frac{100}{p}$ درصد از واریانس کل هستند که در آن، p تعداد متغیرهای مورد استفاده می‌باشد (۳۸). معیار انتخاب (SC) طبق فرمول زیر محاسبه می‌شود (۳۲):

$$SC = \frac{0.5}{\sqrt{\text{eigenvalue}}} \qquad (۱)$$

که در آن eigenvalue ارزش ویژه‌ی هر محور یا عامل می‌باشد. به طور کلی به تعداد متغیرهای موجود، ارزش ویژه وجود دارد که مقدار عددی برخی از آنها ممکن است برابر صفر شود. برای انتخاب بردار ویژه‌ی محورها یا ضرایب عامل بایستی قدر مطلق بردار ویژه‌ی هر محور از میزان معیار انتخاب (SC) بیشتر باشد. ضرایبی که در یک عامل اینگونه هستند، متغیرهایی می‌باشند که بیشترین تأثیر را در این عامل داشته و از سایر متغیرها اهمیت بیشتری دارند (۲۸).

مؤلفه‌های انتخاب شده با روش کوارتی‌مکس (Quartimax rotation) چرخش یافتند. چرخش کوارتی‌مکس یک چرخش متعامد (عمود بر هم) است که اغلب متغیرهای با وزن مؤلفه‌ی (Factor Loading) بالا و متوسط را روی یک مؤلفه یا عامل قرار می‌دهد (۸). این چرخش به منظور جداسازی بهتر تیمارها و قرارگیری بیشترین وزن مؤلفه روی یک عامل صورت گرفت. همچنین قابلیت اطمینان یا ضریب اشتراک متغیرها (Communality) نیز محاسبه و گزارش شد. این پارامتر که از مجموع توان دوم وزن مؤلفه‌ها در متغیر مربوطه به دست می‌آید، برآوردی از درصد واریانس نشان داده شده توسط این مؤلفه‌ها برای آن متغیر می‌باشد. این پارامتر را به عنوان قابلیت

اطمینان متغیر در نظر می‌گیرند (۸).

نتایج و بحث

تجزیه‌ی عامل بر اساس روش کیسر (۳۵)، منجر به انتخاب سه مؤلفه جدید شد. مؤلفه‌ی چهارم دارای ارزش ویژه‌ی ۰/۸۶۷ بود و به همین دلیل در آنالیز داده‌ها و تفسیر نتایج در نظر گرفته نشد. مؤلفه‌ها استخراج شده با روش کوارتی‌مکس چرخش یافتند تا بیشترین وزن مؤلفه روی یک عامل قرار گیرد. با توجه به داده های جدول ۲، مؤلفه‌های اول، دوم و سوم به ترتیب دربرگیرنده‌ی ۶۲، ۱۷/۷ و ۹/۲ درصد تغییرات (واریانس) در کل داده‌های خاک بودند و هر سه مؤلفه در مجموع حدود ۸۹ درصد از تغییرات (واریانس) داده‌ها را به خود اختصاص دادند. همانطور که پژوهشگران پیشین بیان کرده‌اند (۲۸ و ۳۲) و نتایج این پژوهش نیز نشان می‌دهد، اولین مؤلفه بیشترین واریانس را به خود اختصاص داده و به ترتیب برای سایر مؤلفه‌ها این درصد کاهش یافته است.

جدول ۲- وزن مؤلفه‌های چرخش‌یافته‌ی خصوصیات میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی خاک به روش Quartimax برای استخراج سه مؤلفه‌ی اصلی به همراه قابلیت اطمینان یا ضریب اشتراک متغیر (communality)، واریانس توصیفی هر کدام از آنها و همچنین واریانس تجمعی کل داده‌ها

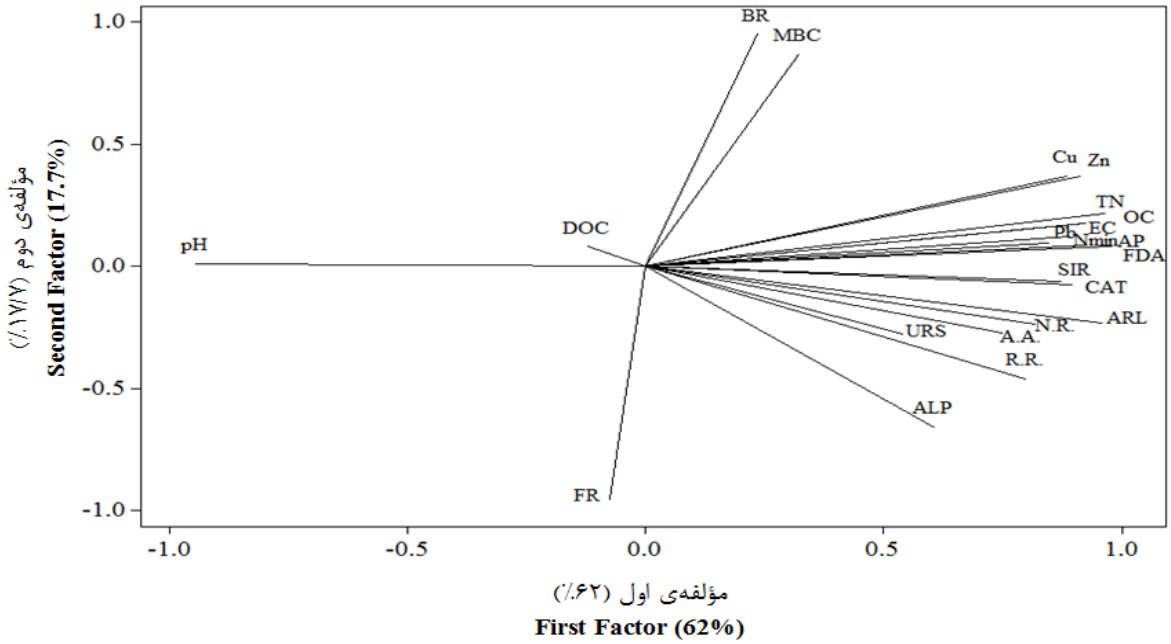
Table 2- Rotated factor loadings of soil microbiological and biochemical properties using Quartimax rotation to extract three principal components (factors) along with their communality, descriptive variance and cumulative variance of total dataset

متغیر Variable	مؤلفه‌ی اول First Factor	مؤلفه‌ی دوم Second Factor	مؤلفه‌ی سوم Third Factor	ضریب اشتراک Communality
FDA	0.978	0	0	0.963
TN	0.963	0	0	0.976
ARL	0.957	0	0	0.976
pH	-0.945	0	0	0.910
AP	0.928	0	0	0.868
OC	0.923	0	0	0.910
EC	0.921	0	0	0.894
Zn	0.911	0	0	0.973
CAT	0.897	0	0	0.809
Pb	0.889	0	0	0.805
Cu	0.883	0	0	0.929
SIR	0.873	0	0	0.775
N_{min}	0.847	0	0	0.894
N.R.	0.818	0	0	0.895
R.R.	0.798	0	0	0.850
A.A	0.750	0	0	0.831
FR	0	-0.951	0	0.915
BR	0	0.951	0	0.958
MBC	0	0.869	0	0.915
DOC	0	0	-0.902	0.835
ALP	0	0	0	0.882
URS	0	0	0	0.811
ارزش ویژه Eigenvalue	13.4	3.90	2.03	–
واریانس یا تغییرات (٪) descriptive variance	62.0	17.7	9.2	–
واریانس یا تغییرات تجمعی (٪) Cumulative variance	62.0	79.7	89.0	–

متغیرها بر اساس وزن مؤلفه از بزرگ به کوچک مرتب شده و تنها وزن مؤلفه‌های بزرگتر از ۰/۷۵ برای تفسیر نتایج استفاده شده‌اند. EC: قابلیت هدایت الکتریکی، pH: واکنش خاک، TN: نیتروژن کل، OC: کربن آلی کل، DOC: کربن آلی محلول، AP: فسفر دردسترس، Cu: مس، Pb: سرب و Zn: روی عصاره‌گیری شده با DTPA-TEA، MBC: کربن زیست‌توده‌ی میکروبی، .R.R: سرعت تنفس، SIR: تنفس ناشی از سوبسترا، FR: تنفس قارچی، BR: تنفس باکتریایی، .N.R: سرعت نیتریفیکاسیون، N_{min}: نیتروژن معدنی، .A.A: آمونیفیکاسیون آرژینین، CAT: فعالیت کاتالاز، URS: فعالیت اوره‌آز، ARL: فعالیت آریل سولفاتاز، ALP: فعالیت آلکالاین فسفاتاز و FDA: هیدرولیز فلورسین دی‌استات

Based on factor loadings, soil variables were arranged from the largest to the smallest values, and only factor loadings greater than 0.75 have been used to interpret the results. EC: electrical conductivity, pH: soil reaction, TN: total nitrogen, OC: total carbon, DOC: dissolved organic carbon, AP: available phosphorus, Cu: copper, Pb: lead and Zn: zinc extracted with DTPA-TEA, MBC: microbial biomass carbon, R.R.: respiration rate, SIR: substrate-induced respiration, FR: fungal respiration, BR: bacterial respiration, N.R.: nitrification rate, N_{min}: mineral N, A.A.: arginine ammonification, CAT: catalase activity, URS: urease activity, ARL: arylsulphatase activity, ALP: alkaline phosphatase activity, and FDA: Fluorescein Diacetate hydrolysis

در جدول ۲، همبستگی متغیرها (بردار ویژه یا وزن مؤلفه) با سه محور اصلی نشان داده شده است. با افزایش شماره‌ی مؤلفه به سمت مؤلفه‌ی سوم از تعداد خصوصیات مهم در مؤلفه کاسته شده به طوری که مؤلفه‌ی اول دارای بیشترین خصوصیات مهم می‌باشد. برای کاهش بیشتر تعداد متغیرها وزن مؤلفه‌هایی مدنظر قرار گرفت که مقدار قدر مطلق آنها بیشتر از ۰/۷۵ باشد (۳۲). علامت مثبت و منفی ضرایب همبستگی (بردار ویژه یا وزن مؤلفه) به ترتیب ارتباط مثبت و منفی متغیر مورد نظر را با محورهای استخراج‌شده نشان می‌دهد. همچنین ضریب اشتراک اغلب متغیرهای خاک در این مطالعه بالا (>۰/۷۷) بود (جدول۲). بنابراین اکثر پارامترهای اندازه گیری شده نقش بسزایی در استخراج مؤلفه های اصلی، تغییرات داده‌های آزمایش و در نتیجه تفکیک اثر تیمارهای لجن و کرم خاکی داشتند.



شکل ۱- مختصات دو بعدی شامل مؤلفه‌های اصلی اول و دوم ویژگی‌های میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی خاک. برای توضیح مخفف متغیرها به جدول ۲ مراجعه شود

Figure 1- Two-dimensional coordinates showing first and second factors extracted using soil microbiological and biochemical properties. See Table 2 for variable's abbreviations

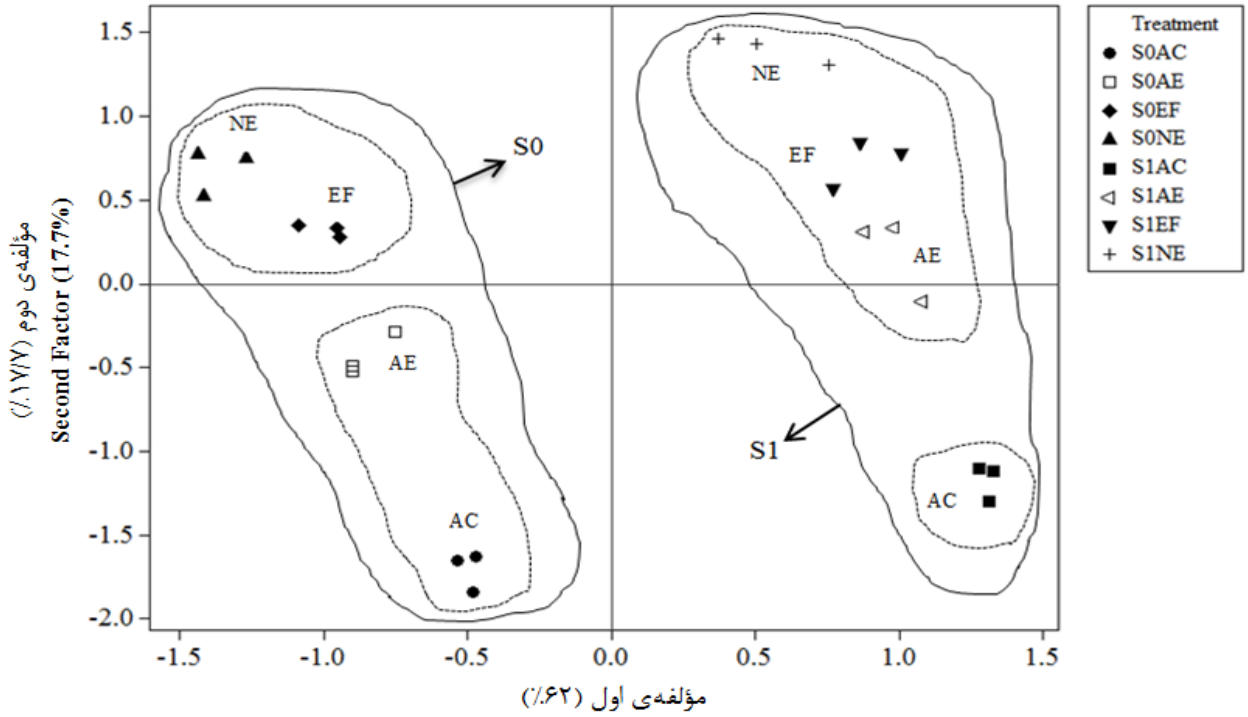
مقادیر ارزش ویژه (Eigenvector) یا وزن مؤلفه‌ی خصوصیات میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی در مختصات دو بعدی شامل مؤلفه‌های اصلی اول و دوم در شکل۱ نشان داده شده است. معمولاً نمودارهای دو بعدی (دوگانه) که شامل مؤلفه‌های اصلی اول و دوم می‌باشند، دربرگیرنده‌ی حداکثر اطلاعات مورد نیاز تحلیل‌گر هستند (۲۸). چنانچه مقدار عددی یک بردار ویژه یا ضریب عامل نزدیک به یک باشد، آنگاه در نمودار دو بعدی، محوری که متغیر اولیه مربوطه را نشان می‌دهد، با زاویه‌ای کم در امتداد مؤلفه‌ی مورد نظر واقع می‌گردد. همچنین اگر این مقدار به صفر نزدیک باشد، محور متغیر اولیه با مؤلفه‌ی مورد نظر تقریباً عمود برهم شده و در نتیجه سهم متغیر در این مؤلفه‌ی اصلی اندک خواهد بود. در این مطالعه، تنها متغیرهایی که بر اثر مصرف لجن فاضلاب یا کرم خاکی تغییرات معنی‌دار نشان دادند (طبق روش آنالیز تک متغیره) در روش تجزیه به مؤلفه‌های اصلی مورد استفاده قرار گرفتند. بنابراین با توجه به شکل ۱، اکثر خصوصیات اندازه گیری شده، نسبت به مؤلفه‌ی اصلی اول زاویه‌ی کمی داشته و در نتیجه وزن (Factor loading) برجسته و بالایی در این مؤلفه دارا می‌باشند. علاوه بر این، طول خط هر متغیر (فاصله‌ی آن از مختصات) نیز اهمیت نسبی هر متغیر اولیه را روی یک مؤلفه نشان می‌دهد.

طبق جدول ۲ و شکل ۱، به ترتیب متغیرهای هیدرولیز فلورسین دی‌استات، نیتروژن کل، آریل سولفاتاز، واکنش خاک، فسفر قابل جذب، کربن آلی کل، قابلیت هدایت الکتریکی، کاتالاز، روی ، سرب و مس عصاره‌گیری شده با DTPA-TEA، تنفس ناشی از سوبسترا، نیتروژن معدنی، سرعت نیتریفیکاسیون، سرعت تنفس و

آمونیفیکاسیون آرژینین وزن بیشتری روی مؤلفه‌ی اول داشتند. این مؤلفه به وضوح تیمارهای بدون لجن فاضلاب و دارای لجن فاضلاب را از هم تفکیک نمود (شکل ۲). تمامی این متغیرها به جز pH، دارای بیشترین طول در جهت مثبت (به دلیل علامت مثبت اعداد) و کمترین زاویه نسبت به مؤلفه‌ی اول بودند. بنابراین این متغیرها بر اثر افزودن لجن فاضلاب نسبت به تیمار بدون لجن فاضلاب افزایش یافتند. تنها pH خاک تغییر معکوس نشان داد و بر اثر مصرف لجن کاهش یافت. اثر مثبت لجن فاضلاب بر ویژگی‌های میکروبی خاک به دلیل بالا بودن میزان مواد آلی و عناصر غذایی و همچنین غلظت پایین فلزات سنگین (مس، سرب و روی) در این پسماند آلی بود (جدول ۱). پژوهشگران پیشین نیز نتایج مشابهی را گزارش نموده و اظهار داشتند که با افزودن لجن فاضلاب به خاک فعالیت آنزیمی (۱۵)، سرعت تنفس (۱۹)، تنفس ناشی از سوبسترا (۱۱) و معدنی شدن نیتروژن (۳۳) افزایش یافته و pH خاک کاهش می یابد (۹). در مقابل، متغیرهای تنفس قارچی، تنفس باکتریایی و کربن زیست‌توده‌ی میکروبی وزن بیشتری را روی محور دوم به خود اختصاص دادند که در بین آنها تنفس باکتریایی و کربن زیست‌توده‌ی میکروبی دارای همبستگی مثبت با محور دوم بوده و تنفس قارچی همبستگی منفی با این محور داشت. این محور اثر کرم خاکی را بر ویژگی های اندازه گیری شده به وضوح نشان می دهد و بدین ترتیب تیمارهای کرم خاکی را به وضوح تفکیک نمود (شکل ۲). به طور کلی کرم‌های خاکی می‌توانند با تغذیه‌ی انتخابی خود، ترکیب جامعه‌ی میکروبی و نسبت زیست‌توده‌ی قارچی به باکتریایی را تغییر دهند. تغییر در این نسبت به دلیل کارایی متفاوت قارچ‌ها و باکتری‌ها از منبع کربن خاک، بسیار مهم است. باکتری‌ها نسبت به قارچ‌ها، به ازای هر واحد کربن مصرف شده، میزان CO_2 بیشتری آزاد می‌کنند و بنابراین کارایی مصرف کربن پایینی دارند (۱۷). در حضور کرم خاکی سهم تنفس قارچی نسبت به تنفس باکتریایی در جامه‌ی میکروبی افزایش می‌یابد (۴۳). افزایش این نسبت در حضور کرم خاکی به دلیل تحریک رشد قارچ در فضولات کرم خاکی و تغذیه‌ی انتخابی آنها از باکتری‌ها است (۱).

شکل ۲، نمرات محورها (Component Scores) را نشان می‌دهد. اشکال سمت چپ نمودار مربوط به تیمارهای بدون لجن فاضلاب و اشکال سمت راست نشان‌دهنده‌ی تیمارهای دارای لجن فاضلاب می‌باشند. بنابراین محور اول در تفکیک تیمارهای بدون لجن فاضلاب از تیمارهای دارای لجن فاضلاب نقش بیشتری دارد. با توجه به نقش محور اول در تفکیک شرایط بدون لجن فاضلاب و با لجن فاضلاب می‌توان گفت که محور اول نشان‌دهنده‌ی تأثیر لجن فاضلاب بر ویژگی‌های خاک می‌باشد. افزودن لجن فاضلاب متغیرهای مهم در مؤلفه‌ی اول به جز pH را نسبت به تیمار بدون لجن فاضلاب افزایش داد که روش تک متغیره هم این نتایج را تأیید کرد (داده‌ها گزارش نشده) . در مؤلفه‌ی دوم در شرایط بدون لجن فاضلاب حضور گونه‌ی آیزنیافتیدا اثر کمتری نسبت به تیمار آلولوبوفورا کالیژینوزا و حضور هر دو گونه بر متغیرهای مورد بررسی داشت. به همین دلیل محور دوم گونه‌ی آیزنیافتیدا را به همراه تیمار بدون کرم خاکی از گونه‌ی آلولوبوفورا کالیژینوزا و ترکیب هر دو گونه تفکیک نمود. اما در تیمارهای دارای لجن فاضلاب، تنها تیمار کرم خاکی آلولوبوفورا کالیژینوزا با سایر تیمارها تفاوت داشت.

این نشان می‌دهد که تیمار آیزنیافتیدا و مخلوط دو گونه در حضور لجن فاضلاب تقریباً اثر مشابهی با تیمار لجن فاضلاب و بدون کرم خاکی نشان دادند و بنابراین با افزودن لجن فاضلاب تنها اثر حضور گونه‌ی آلولوبوفورا کالیژینوزا بر خصوصیات بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک محسوس و قابل توجه بود. این نتیجه می‌تواند به دو دلیل باشد. اول اینکه گونه‌ی آیزنیافتیدا در خاکهای با مواد آلی بالا به خوبی رشد می‌نماید، زیرا بقایای آلی در سطح خاک و مواد آلی خاک منبع اصلی برای تغذیه این گونه به شمار می‌آیند (۱۷ و ۴۱). میزان اندک ماده‌ی آلی در خاک مورد مطالعه یکی از عوامل محدودکننده‌ی اثر این گونه‌ی کرم خاکی در شرایط بدون لجن فاضلاب است. دوم اینکه با توجه به تغذیه‌ی گونه‌ی آیزنیافتیدا از مواد آلی، در شرایط مصرف لجن فاضلاب وابستگی این گونه به ریزجانداران به عنوان منبع غذایی کمتر شده ولی گونه‌ی آلولوبوفورا کالیژینوزا علیرغم فراوانی مواد آلی در این شرایط، همچنان به زیست‌توده‌ی میکروبی وابسته می‌باشد. بنابراین گونه‌ی آلولوبوفورا کالیژینوزا به طور غیرمستقیم از اثر مثبت لجن فاضلاب بر زیست‌توده‌ی میکروبی بهره جسته و از آن به عنوان منبع غذایی بهره می‌برد. به عبارت دیگر، از یک طرف ریزجانداران از این پسماند آلی به عنوان منبع اولیه غذایی استفاده کرده و از طرف دیگر زیست‌توده‌ی میکروبی به عنوان منبع ثانویه غذایی برای گونه‌ی اندوژئیک آلولوبوفورا کالیژینوزا افزایش می‌یابد. بدین صورت فعالیت تغذیه‌ای این کرم خاکی افزایش یافته و با تغذیه از زیست‌توده‌ی میکروبی و جوان و فعال نمودن آن، اثر محسوس تری بر خصوصیات میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی در تیمار لجن فاضلاب برجای می‌گذارد. این گونه اغلب در لایه های زیرین خاک زندگی و فعالیت می کند و از بخش معدنی خاک و زیست توده میکروبی تغذیه می‌نماید و بنابراین کمتر به مواد آلی موجود در خاک وابسته است (۴۳).



شکل ۲- دیاگرام دو بعدی مؤلفه‌های اصلی اول و دوم تفکیک کننده‌ی تیمارها بر اساس ویژگی‌های میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی خاک

S0NE: بدون لجن فاضلاب و بدون کرم خاکی، S0EF: بدون لجن فاضلاب و دارای آیزنیافتیدا، S0AC: بدون لجن فاضلاب و دارای آلولوبوفورا کالیژینوزا، S0AE: بدون لجن فاضلاب و دارای دو گونه. S1NE: دارای لجن فاضلاب و بدون کرم خاکی، S1EF: دارای لجن فاضلاب و آیزنیافتیدا، S1AC: دارای لجن فاضلاب و آلولوبوفورا کالیژینوزا، S1AE: دارای لجن فاضلاب و دو گونه. S0: تیمارهای بدون لجن فاضلاب، S1: تیمارهای دارای لجن فاضلاب. NE: بدون کرم خاکی و E: دارای کرم خاکی

Figure 2- Biplot diagram of first and second factors separating treatments based on soil microbiological and biochemical properties

S0NE: without sewage sludge and earthworm, S0EF: without sewage sludge and with *E. foetida*, S0AC: without sewage sludge and with *A.caliginosa*, S0AE: without sewage sludge and with the two species, S1NE: with sewage sludge and earthworm, S1EF: with sewage sludge and *E. foetida*, S1AC: with sewage sludge and *A.caliginosa*, S1AE: with sewage sludge and the two species. S0: sewage sludge treatments, S1: non sewage sludge treatments. NE: non earthworm and E: earthworm treatments

نتیجه‌گیری کلی

روش چند متغیره‌ی تجزیه‌ی عامل اثر کاربرد لجن فاضلاب و کرم خاکی به تنهایی یا همزمان را به سهولت تفکیک و جدا نمود. نتایج تجزیه‌ی عامل نشان داد که افزودن لجن فاضلاب شهری به خاک مورد مطالعه، منجر به بهبود ویژگی‌های میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی خاک می‌شود. این تأثیر مثبت به دلیل ویژگی‌های کیفی مطلوب این پسماند آلی بود. از طرف دیگر تلقیح کرم خاکی نیز شرایط میکروبیولوژیکی خاک‌های تیمار نشده و تیمار شده با لجن فاضلاب را بهبود بخشید، هر چند تلقیح گونه‌ی آلولوبوفورا کالیژینوزا در مقایسه با گونه‌ی آیزنیافتیدا بر بهبود این شرایط مؤثرتر بود. این تفاوت به دلیل تغذیه‌ی انتخابی گونه‌ی آلولوبوفورا کالیژینوزا و عدم وابستگی آن به ماده آلی افزوده به خاک می‌باشد.

سپاسگزاری: بدین وسیله از حمایت‌های مالی دانشگاه شهرکرد جهت انجام این پژوهش تقدیر به عمل می‌آید. همچنین از سرکار خانم مهندس پژمان به خاطر حمایت‌های بی‌دریغشان قدردانی می‌گردد.

منابع

1. Aira M., and Dominguez J. 2009. Microbial and nutrient stabilization of two animal manures after the transit through the gut of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny, 1826). Journal of Hazardous Materials, 161: 1234-1238.
2. Alef K., and Kleiner D. 1987. Applicability of arginine ammonification as an indicator of microbial activity in different soils. Biology and Fertility of Soils, 5: 148-151.

3. Alef K., and Nannipieri P. 1995. Enzyme activities. p. 311-373. In K. Alef and P. Nannipieri (ed.) Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, New York.
4. Amlinger F., Pollak M., and Favoino E. 2004. Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilizers. European Union, ANNEX2-Compost quality definition, legislation and standards.
5. Ananyeva N.D., Susyan E.A., Chernova O.V., Chernove I.Y., and Makarova O.L. 2006. The ratio of fungi and bacteria in the biomass of different types of soil determined by selective inhibition. Microbiologiya, 6: 807-813.
6. Anderson J.P.E. 1982. Soil respiration. p. 831–871. In A.L. Page and Miller R.H. (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. ASA, Madison, WI.
7. Andrews S.S., Karlen D.L., and Mitchell J.P., 2002. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in northern California. Agricultural, Ecosystem and Environment, 90: 25-45.
8. Bartholomew D.J., Steele F., Moustaki I., and Galbraith J. 2008. Analysis of Multivariate Social Science Data. Chapman and hall, London, UK.
9. Bergkvist P., Jarvis N., Berggren D., and Carlgren K. 2003. Long-term effects of sewage sludge application availability and distribution in arable soil. Agriculture, Ecosystems and Environment, 97: 167-179.
10. Birkhofer K., Bezemer T.M., Bloem J., Bonkowski M., Christensen S., Dobius D., Ekelund F., Fliebach A., Gunst L., Hedlund K., Mader P., Mikola J., Robin C., Setala H., Tatin-Froex F., Van der Putten W.H., and Scheu S. 2008. Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: implications for soil quality, biological control and productivity. Soil Biology and Biochemistry, 43: 2297-2308.
11. Blagodatskaya E., and Kuzyakov Y. 2013. Active microorganisms in soil: critical review of estimation criteria and approaches. Soil Biology and Biochemistry, 67: 192-211.
12. Bremner J.M. 1996. Nitrogen total. p. 1085-1121. In D.L. Sparks (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical methods. SSSA, Madison, WI.
13. Corre M.D., Schnabel R.R., and Shaffer J.A. 1999. Evaluation of soil organic carbon under forests, cool-season and warm-season grasses in the northeastern US. Soil Biology and Biochemistry, 31: 1531-1539.
14. Degens B.P., Schipper L.A., Sparling G.P., and Ducan L.C. 2001. Is the microbial community in a soil with reduced catabolic diversity less resistant to stress or disturbance? Soil Biology and Biochemistry, 33: 1143-1153.
15. Dindar E., Sagban F.O.T., Alkan U., and Baskaya H.S. 2013. Effects of canned food industry sludge amendment on enzyme activities in soil with earthworms. Environmental Engineering and Management Journal, 12: 2407-2416.
16. Du Y.L., He M.M., Xu M., Yan Z.G., Zhou Y.Y., Guo G.L., Nie J., Wang L.Q., Hou H., and Li F.S. 2014. Interactive effects between earthworms and maize plants on the accumulation and toxicity of soil cadmium. Soil Biology and Biochemistry, 72: 193-202.
17. Edwards C.A., and Bohlen P.J. 1996. Biology and Ecology of Earthworms. Chapman and hall, London, UK.
18. Fernandez J.M., Plaza C., Garcia-Gil J.C., and Polo A. 2009. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. Applied Soil Ecology, 42: 18-24.
19. Fernandez S.A.P., Bettiol W., and Cerri C.C. 2005. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. Applied Soil Ecology, 30: 65-77.
20. Garcia-Ruiz R., Ochoa V., Hinojosa M.B., and Carreira J.A. 2008. Suitability of enzyme activities for the monitoring of soil quality improvement in organic agricultural systems. Soil Biology and Biochemistry, 40: 2137-2145.
21. Hong H.N., Rumpel C., Tureaux T.H.D., Bardoux G., Billou D., Duc T.T., and jouquet P. 2011. How do earthworms influence organic matter quantity and quality in tropical soils? Soil Biology and Biochemistry, 43: 223-230.
22. Horwath W.R., and Paul E.A. 1994. Microbial biomass. pp. 753-775. In D.R. Buxton (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties. ASA, Madison, WI.
23. Karami M., Afyuni M., Rezainejad Y., and Schulin R. 2009. Heavy metal uptake by wheat from a sewage sludge-amended calcareous soil. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 83:51-61.
24. Landi L., Renella g., Moreno J.L., Falchini L., and Nannipieri P. 2000. Influence of cadmium on the metabolic quotient, L-:D- glutamic acid respiration ratio and enzyme activity: microbial biomass ratio under laboratory conditions. Biology and Fertility of Soils, 32: 8-16.
25. 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.
26. Liu J., Xie J., Chu Y., Sun C., Chen C., and Wang Q. 2008. Combined effect of cypermethrin and copper on catalase activity in soil. Journal of Soils and Sediments, 8: 327-332.
27. Mench M., Renella G., Gelsomino A., Landi L., and Nannipieri P. 2006. Biochemical parameters and by sludge-borne metals and remediated with inorganic soil amendments. Environmental Pollution, 144: 24-31.
28. Mohammadi J. 2006. Pedometry: Classical statistics. Pelk Publisher, Tehran. (in Persian)
29. Nannipieri P., Ascher J., Cecchrini M.J., Landi L., Pietramellara G., and Renella G. 2003. Microbial diversity and soil functions. European Journal of Soil Science, 54: 655-670.

30. Nelson D.W., and Sommers L.E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. p. 961-1011. In D.L. Sparks (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical methods. ASA, Madison, WI.
31. Olsen S.R., and Sommers L.E. 1982. Phosphorus. p. 403-430. In A.L. Page et al. (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. ASA, Madison, WI.
32. Ovalles F.A., and Collins M.E. 1988. Variability of northwest Florida soils by principal component analysis. Soil Science Society of America Journal, 52: 1430-1435.
33. Pang J.Z., Qiao Y.H., Sun Z.J., Zhang S.X., Li Y.L., and Zhang R.Q. 2012. Effects of epigeic earthworms on decomposition of wheat straw and nutrient cycling in agricultural soils in a reclaimed salinity area: a microcosm study. Pedosphere, 22: 726-735.
34. Rhodes J.D. 1996. Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. p. 417-435. In D.L. Sparks (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical properties. SSSA, Madison, WI.
35. Sharma S. 1996. Applied Multivariate Techniques. John Wiley & Sons, New York.
36. Shirani H., Hajabbasi M.A., Afyuni M., and Hemmat A. 2002. Effect of farmyard and tillage systems on soil physical properties and corn yield in central Iran. Soil and Tillage Research, 68: 101-108.
37. Sposito G., Lund J.L., and Chang A.C. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. Soil Science Society of America Journal, 46: 260-264.
38. Tahmasebi P. 2011. Multivariate analysis in environmental science and natural resources. Shahrekord University publisher. (in Persian)
39. Tejada M. 2009. Application of different organic wastes in a soil polluted by cadmium: effects on soil biological properties. Geoderma, 153: 254-268.
40. Thomas. G.W. 1996. Soil pH and soil acidity. p. 475-483. In D.L. Sparks (ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical properties. SSSA and ASA, Madison, WI.
41. Xing M., Yang j., Wang Y., Liu J., and Yu F. 2011. A comparative study of synchronous treatment of sewage and sludge by two vermifiltrations using an epigeic earthworm *Eisenia fetida*. Journal of Hazardous Material, 185: 881-888.
42. Zarei V., and Sheklabadi M. 2015. Assessing soil quality in different land uses using multivariate analysis. Science and Technology of agriculture and natural resources, Water and Soil Science, 70: 101-110. (in Persian with English abstract)
43. Zhang B. Li G., Shen T., Wang J., and Sun Z. 2000. Changes in microbial biomass C, N and P and enzyme activities in soil incubated with the earthworms *Metaphire guillelmi* or *Eisenia fetida*. Soil Biology and Biochemistry, 32: 2055-2062.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 168-178

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۷۸-۱۶۸

Assessing Earthworm and Municipal Sewage Sludge Impacts on Microbiological and Biochemical Soil Quality Using Multivariate Analysis

H. Jafari Vafa[1*] – F. Raiesi[2]
Received: 07-10-2015
Accepted: 27-02-2016

Introduction: Land application of organic wastes and biosolids such as municipal sewage sludge has been an important and attractive practice for improving different properties of agricultural soils with low organic matter content in semi-arid regions, due to an increase of soil organic matter level and fertility. However, application of this organic waste may directly or indirectly affect soil bio-indicators such as microbial and enzymatic activities through a change in the activity of other soil organisms such as earthworms. Earthworms are the most important soil saprophagous fauna and much of the faunal biomass is attributed to the presence of these organisms in the soil**.** Therefore, it is crucial to evaluate the effect of earthworm activity on soil microbial and biochemical attributes, in particularly when soils are amended with urban sewage sludge. The purpose of this study was to evaluate the earthworm effects on biochemical and microbiological properties of a calcareous soil amended with municipal sewage sludge using Factor Analysis (FA).

Materials and Methods: In the present study, the experimental treatments were sewage sludge (without and with 1.5% sewage sludge) as the first factor and earthworm (no earthworm, *Eiseniafoetida* from epigeic group, *Allolobophracaliginosa* from endogeic group and a mixture of the two species) as the second factor. The study was setup as 2×4 full factorial experiment arranged in a completely randomized design with three replications for each treatment under greenhouse conditions over 90 days. A calcareous soil from the 0-30 cm layer with clay loam texture was obtained from a farmland field under fallow without cultivation history for ten years**.** The soil was air-dried and passed through a 2-mm sieve for the experiment. Sewage sludge as the soil organic amendment was collected from Wastewater Treatment Plant in Shahrekord. Sewage sludge was air-dried and grounded to pass through a 1-mm sieve for a uniform mixture with soil matrix.Heavy metals concentrations were found to be below the maximum permissible limits for municipal sewage sludge. After applying sewage sludge treatments, the pots were irrigated (70% soil field capacity) for three months to achieve a relative equilibrium condition in the soil. Eight adult earthworms with fully-developed clitellum were added to each pot. In the pots with both earthworm species, 4 specimen of each earthworm species was added. At the end of the experiment (90 days), soil samples were collected from treatments and were separately air-dried for chemical analysis or kept fresh and stored (4°C) for microbial analysis. Finally, data obtained from the study were analyzed using multivariate analysis.

Results and Discussion: Factor analysis led to the selection of three factors with eigen value greater than 1. The first, second and third factors were accounted for 62, 17.7 and 9.2% of the variability in soil data, respectively. The three factors together explained 89% of the original variability (i.e., variance) in the soil dataset. Consequently, three factors were retained to represent the original variability of the dataset. The first factor had 16 highly weighted variables with a negative loading for soil pH and positive loadings for other variables. The first factor, which included most soil indicators as input variables, clearly separated sewage sludge treatments. Most of the soil microbial characteristics were increased by sewage sludge application due to the high contents of organic matter and nutrients in sewage sludge, as well as low concentrations of heavy metals. Fungal respiration, bacterial respiration and microbial biomass carbon loaded heavily on the second factor with a negative loading for fungal respiration and positive loadings for bacterial respiration and microbial biomass carbon. The second factor, which included microbial biomass and community composition, noticeably discriminated earthworm treatments. In sewage sludge treatments, the dependence of *E. foetida*species on soil microorganisms as a food source declined, because of the consumption of organic waste by this epigeic species. However, the activity and impact of *A. caliginosa* species from endogeic group was only related to soil microbial biomass probably due to selective feeding of soil microorganisms.

Conclusion: Factor analysis was used successfully in discriminating the effects of sewage sludge and earthworm either alone or in combination on soil microbial and biochemical parameters. *A. caliginosa* species in

1- Former Graduate Student and Professor, Faculty of Agriculture, Shahrekord University
(*- Corresponding Author Email: hjafarivafa@gmail.com)

soils amended with sewage sludge had a positive effect on microbial community and biomass, while *E. foetida*species had no such effect. *A. caliginosa* species indirectly benefited from sewage sludge application following the increase of soil microbial biomass. In summary, *A. caliginosa* species positively affected microbiological and biochemical properties in soils amended with sewage sludge due to its less dependence on this organic resource.

Keywords: Earthworm, Factor analysis, Municipal sewage sludge, Soil quality

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 179-191

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۹۱-۱۷۹

استفاده از مدل‌های تجربی برای توصیف کینتیک جذب سطحی یون‌های منیزیم و فسفات رویکانی گئوتایت

ملیحه طالبی اتوئی[۱]- رسول راهنمایی[۲*]- اسماعیل گلی[۳]- محمد حسین داوودی[۴]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۸/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۱/۲۶

چکیده

محیط‌های طبیعی، سیستم‌های پیچیده فیزیکی-شیمیایی هستند که در آن‌ها واکنش‌های شیمیایی در حالت شبه تعادل قرار دارند. در چنین سیستم‌هایی، زیست فرآهمی عناصر غذایی از جمله فسفر متاثر ازشرایط محیطی و غلظت دیگر یون‌ها نظیر یون‌های کلسیم و منیزیم است. منیزیم یکی از کاتیون‌های غالب در آب آبیاری و محلول خاک خاک‌های آهکیاست و یافته‌های اخیر افزایش نسبی غلظت آن در آب آبیاری را نشان می‌دهد. به‌دلیل اهمیت کینتیک واکنش‌های شیمیایی در کنترل غلظت این یون‌ها در محلول خاک و به منظور شناخت میزان تاثیر آن در برهم‌کنش‌های جذب سطحی یون‌های منیزیم و فسفات، در این پژوهش کینتیک جذب سطحی این دو یون بر کانی گئوتایت تابعی از pH و زمان تعادلی اندازه‌گیری شد و نتایج با مدل‌های تجربی کینتیک جذب سطحی توصیف گردید. نتایج نشان داد که در میان مدل‌های کینتیک شیمیایی، مدل شبه مرتبه دوم (R^2~0.99) و از مدل‌های بر پایه پخشیدگی مدل‌های الویچ و پخشیدگی به درون ذرات (R^2~0.7-0.9) داده‌های آزمایشی را به‌خوبی پیش‌بینی می‌کنند. داده‌ها همچنین نشان داد که کینتیک جذب سطحی یون‌های منیزیم و فسفات تابعی از pH می‌باشد. تابعیت کینتیک جذب سطحی این یون‌ها به pH نشان می‌دهد که تفاوت در نوع بار یون با بار سطحی کانی و در نتیجه برهم‌کنش‌های الکترواستاتیک عامل محدود کننده سرعت واکنش است. علاوه بر این داده‌ها نشان داد که جذب سطحی هر یک از این دو یون هم موجب تسریع در واکنش جذب سطحی یون دوم و هم موجب افزایش مقدار جذب سطحی آن روی کانی گئوتایت می‌شود.

واژه‌های کلیدی: الکترواستاتیک، جذب سطحی، فسفات، کینتیک، منیزیم

مقدمه

قابلیت دسترسی عناصرغذایی برای گیاهان، تابعی از فعالیت آن‌ها در فاز محلول خاک است. فعالیت یون‌ها در فاز محلول نیز برآیندی از واکنش‌های مختلف و بهم پیوسته‌ای است که اغلب در دو گروه واکنش‌های جذب سطحی و رهاسازی و انحلال و رسوب قرار می‌گیرند. از این رو، واکنش غالب و کنترل کننده فعالیت یون‌ها در فاز محلول، برای اغلب یون‌ها، به‌سادگی قابل تشخیص و تعیین نیست.

در خاک‌های کشاورزی یون فسفات یون غالب جذب سطحی شده روی لبه کانی‌های رس و سطح هیدروکسیدهای آهن و آلومینیم است (۱۴ و ۱۸). در عین حال، انواع متعددی از کانی‌ها و رسوب‌های فسفات با یون‌های مختلف بویژه کلسیم، منیزیم، آهن و آلومینیم در خاک وجود دارد. یون‌های کلسیم و منیزیم نیز یون‌های غالب جذب سطحی شده روی سطح کانی‌های رس و احتمالا مواد آلی خاک هستند و هم‌زمان به شکل کانی‌ها و رسوب‌های مختلف، بویژه کربنات‌های کلسیم و منیزیم، در خاک حضور دارند. معمولا برای تعیین واکنش غالب و کنترل کننده فعالیت یون‌ها، از جمله یون‌های فسفات، کلسیم و منیزیم، ثابت تعادل (ترمودینامیکی) واکنش‌های مختلف یون مورد نظر با یکدیگر مقایسه می‌گردد. اگرچه این ثابت‌ها توضیح دقیقی از میزان پیشرفت واکنش‌ها (برای شرایط تعادلی) ارائه می‌کنند اما پیش بینی فعالیت یون‌ها بر اساس آنها ممکن است بازگو کننده فعالیت واقعی یون‌ها نباشد؛ زیرا ثابت تعادل، سرعت پیشرفت واکنش‌ها و مدت زمان رسیدن به حالت تعادل را در بر نمی‌گیرد. این مساله بویژه در سیستم‌های طبیعی چند جزئی همانند خاک، رسوب‌ها و محیط‌های دریایی بسیار با اهمیت است، زیرا این سیستم‌ها از نظر ترمودینامیکی باز هستند و بنابراین در این سیستم‌ها، واکنش‌های شیمیایی اغلب در حالت شبه-تعادل هستند. از این رو، برای درک

۱ و ۲- دانشجوی دکتری و دانشیار گروه خاکشناسی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران
(*- نویسنده مسئول: Email: Rasoul.Rahnemaie@modares.ac.ir)
۳- استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل
۴- استادیار بخش حاصلخیزی خاک، موسسه تحقیقات آب و خاک، کرج
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.50556

صحیح واکنش‌های شیمیایی در این گونه سیستم‌های پیچیده، علاوه بر بررسی واکنش‌ها در حالت تعادلی، باید کینتیک پیشرفت واکنش‌ها نیز بررسی گردد (۹، ۱۷ و ۲۶).

یون‌های فسفات و منیزیم از جمله عناصر ضروری برای رشد گیاهان هستند و لذا چنانچه فعالیت آن‌ها در فاز محلول خاک کم باشد ممکن است پاسخگوی نیاز گیاهان نباشد. در این شرایط، کمبود آن‌ها موجب بروز ناهنجاری‌های مختلف تغذیه‌ای و در نتیجه کاهش کمیت و کیفیت محصولات می‌شود. این در حالی است که معمولا غلظت کل فسفات و منیزیم در خاک زیاد است. در این گونه شرایط، معمولا سرعت واکنش رهاسازی یون‌ها از مکان‌های جذب سطحی و یا سرعت انحلال کانی‌ها و رسوب‌ها عامل محدود کننده است (۳).

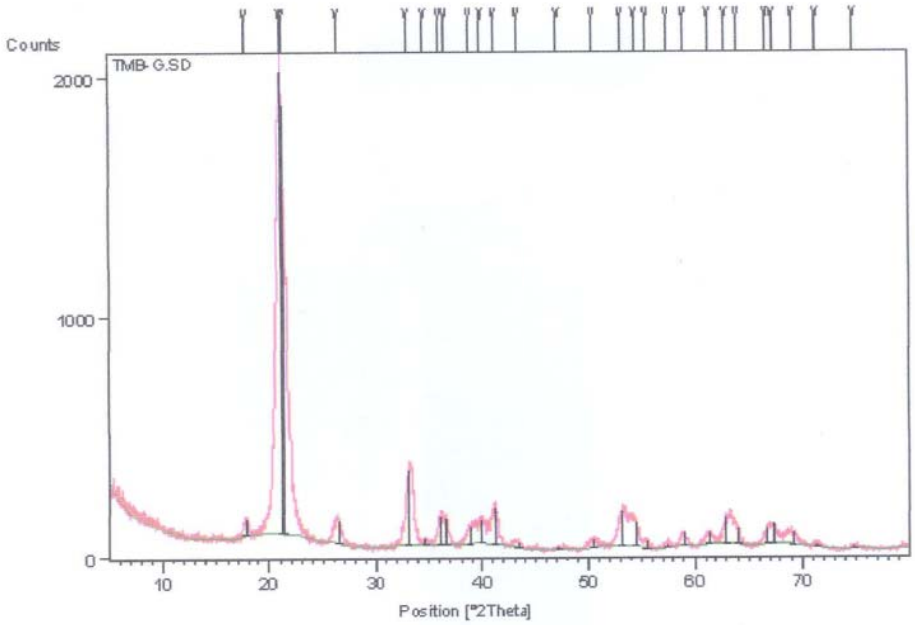
در بررسی واکنش‌های جذب سطحی و رهاسازی یون‌ها، علاوه بر ویژگی‌های یون جذب شونده و ماده جاذب، ویژگی‌های محیط جذب نیز دارای اهمیت بسیار زیادی است. از جمله این ویژگی‌ها می‌توان به درجه حرارت، قدرت یونی محلول، واکنش (pH) محلول، و نوع و غلظت یون‌های دیگر اشاره کرد. در محلول خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک، نظیر اغلب خاک‌های کشورمان، کاتیون‌های سدیم، کلسیم و منیزیم و آنیون‌های کلرید و بی‌کربنات عناصر اصلی سازنده ترکیب یونی فاز محلول هستند. این ترکیب یونی به مرور زمان و در تعادل با ویژگی‌های اقلیمی هر منطقه شکل می‌گیرد. علاوه بر این، چنانچه خاک آبیاری گردد، ترکیب یونی آب آبیاری نیز بر ترکیب یونی محلول خاک و در نتیجه بر ترکیب یونی فاز تبادلی خاک اثر می‌گذارد. از این رو چنانچه در ترکیب یونی آب آبیاری تغییر مهمی صورت گیرد، این تغییر روی تعادل نسبی بین فاز محلول و فاز تبادلی و در نهایت رشد و عملکرد گیاهان اثر می‌گذارد (۶).

بررسی‌هایاخیر نشان می‌دهد که در بیش از ۵۰ درصد از نمونه‌های آب آبیاری مناطق خشک و نیمه خشک کشورمان، نسبت کلسیم به منیزیم کوچک‌تر از یک شده است (۵). تحقیق‌های گلخانه‌ای نیز نشان داده شده است که استفاده از این آب‌ها منجر به بروز ناهنجاری تغذیه‌ای و حتی خشک شدن نهال‌های پسته می‌شود (۶). از طرف دیگر، افزایش نسبی غلظت یون منیزیم ممکن است منجر به تغییر در ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک شود که تا به امروز کمتر مورد توجه قرار گرفته است. از جمله نشان داده شده است که غلظت زیاد یون منیزیم موجب کاهش پایداری ساختمان خاک، کاهش نفوذپذیری آب در خاک و حتی موجب ترجیح جذب سطحی یون سدیم می‌شود (۱۲، ۱۶، ۲۷ و ۲۳). از این‌رو، برای پیش‌بینی اثر افزایش نسبی غلظت یون منیزیم بر ویژگی‌های فیزیکو-شیمیایی خاک و یا روی گیاهان، ضرورت دارد که برهمکنش احتمالی آن با اجزای خاک و یا سایر یون‌ها نیز مورد بررسی قرار گیرد؛ زیرا فرآیند جذب سطحی متاثر از شیمی محلول زمینه از جمله حضور یون‌های مختلف می‌باشد (۱۳). حضور همزمان یون‌ها در این واکنش‌ها اغلب موجب تشدید رقابت یا همکاری در بین آن‌ها شده و زیست فراهمی و پویایی آنها را تحت تاثیر قرار می‌دهد. بر این اساس، در این تحقیق کینتیک جذب سطحی همزمان یون‌های فسفات و منیزیم روی کانی هیدروکسید آهن گئوتایت، به عنوان مدلی از هیدروکسیدهای فلزی خاک، مورد بررسی قرار می‌گیرد. بدین منظور واکنش‌ها هم در سیستم ساده تک یونی (فسفات یا منیزیم) و هم در سیستم دو یونی (فسفات و منیزیم) تابعی از زمان تعادل و pH محیط بررسی و داده‌های آزمایشی با استفاده از مدل‌های کینتیکی همانند مدل‌های مرتبه اول، مرتبه دوم، شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، پخشیدگی ذرات بدرون منافذ و اولویچ توصیف می‌شود.

مواد و روش‌ها

آماده‌سازی کانی گئوتایت و محلول‌های مورد نیاز

در این تحقیق، از نمونه کانی تهیه شده بر پایه روش اتکینسون و همکاران (۲) استفاده گردید.بدین منظور محلول ۰/۵ مولار نیترات آهن با سود ۲/۵ مولار تا رسیدن به pH برابر ۱۲ تیتر شد. سوسپانسیون حاصل، حدود ۱۱۰ ساعت در آون در دمای ۶۰^{oC} قرار گرفت. سپس سوسپانسیون با استفاده از غشاء (Spectra pore 7) دیالیز گردید تا زمانی که EC محلول تعادلی به EC آب مقطر رسید. سوسپانیون در ظرف پلی اتیلنی و در یخچال نگهداری گردید. درجه خلوص و تبلور کانی به وسیله پراش اشعه ایکس (XRD) تائید (شکل۱) و سطح ویژه آن براساس روش BET معادل ۹۸ مترمربع بر گرم اندازه‌گیری شد (۷). نقطه صفر بار الکتریکی (pH_{pzc})کانی به روش تیتراسیون اسید و باز معادل ۹/۱ تعیین شد (۴). به‌منظور جلوگیری از انحلال دی‌اکسیدکربن در محلول‌ها و در نتیجه آلودگی نمونه‌ها به یون‌های کربنات و بی‌کربنات، تمامی آزمایش‌ها در اتمسفر گاز نیتروژن خالص انجام شد. از آب مقطر و سوسپانسیون کانی بی‌کربنات زدایی شده برای تهیه محلولها و انجام آزمایش‌ها استفاده شد. محلول‌های فسفات و منیزیم به ترتیب از نمک‌های NaH_2PO_4 و $MgCl_2$ تهیه شد. همچنین از محلول‌های ۰/۱ مولار HCl و NaOH برای تنظیم pH و از محلول نمک NaCl برای تنظیم قدرت یونی استفاده شد.



شکل۱- XRD کانی گئوتایت مورد استفاده در تحقیق
Figure 1- XRD pattern of Goethite (in this study)

آزمایش‌های کینتیک جذب سطحی

کنیتیک جذب سطحی منیزیم و فسفات در سیستم تک یونی و دو یونی اندازه‌گیری گردید. بدین منظور، جذب سطحی منیزیم در غلظت اولیه ۰/۲ میلی‌مولار و جذب سطحی فسفات در غلظت اولیه ۰/۴ میلی‌مولار در سیستم تک یونی در محلول زمینه ۰/۱ مولار کلرید سدیم در محدوده pH ۵/۵ تا ۱۰/۵ در هفت زمان تعادلی ۱، ۵، ۱۴، ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۱۶۸ ساعت در ظروف پلی‌اتیلنی اندازه‌گیری شد. مشابه سیستم تک یونی، کینتیک جذب سطحی منیزیم در حضور فسفات (غلظت اولیه ۰/۴ میلی‌مولار) و جذب سطحی فسفات در حضور منیزیم (غلظت اولیه ۰/۲ میلی‌مولار) نیز مورد آزمایش قرار گرفت. پس از گذشت زمان تعادلی لازم، سوسپانسیون سانتریفیوژ شد .غلظت تعادلی فسفات در محلول رویی به روش مولیبدات آبی با اسپکتروفتومتر Jenway-6505 UV/Visدر طول موج ۸۲۰ نانومتر و منیزیم به روش جذب اتمی با اسپکتروسکپی جذبی Shimadzu AA/FE 670در طول موج ۲۸۵/۲ نانومتر اندازه‌گیری شد.

به‌منظور جلوگیری از رسوب احتمالی یون‌ها به صورت فسفات منیزیم، دامنه غلظتهای تعادلی به گونه‌ای انتخاب شد که شاخص اشباع (SI) محلول نمونه‌ها کوچک‌تر از شاخص اشباع در حال تعادل با کانی فسفات‌منیزیم باشد.

محاسبات و مدل‌سازی

مقدار جذب‌سطحی یون‌های فسفات و منیزیم از اختلاف غلظت اولیه و تعادلی آن‌ها محاسبه شد. برای توصیف داده‌های آزمایشی از مدل‌های تجربی استفاده شد. کیفیت پیش‌بینی داده‌ها به وسیله مدل‌ها با مقایسه ضریب تبیین (R^2) و اشتباه استاندارد (SE) آن‌ها ارزیابی گردید. مدل‌های کینتیکی بر حسب عامل کنترل کننده سرعت واکنش در دو کلاس مختلف قرار می‌گیرند: یکی مدل‌های شیمیایی (که در آنها پخشیدگی یون‌ها عامل محدود کننده سرعت واکنش نیست) و دیگری مدل‌های بر پایه پخشیدگی (که در آنها پخشیدگی یون‌ها عامل کنترل کننده سرعت واکنش است).در سیستم‌های خالص، معمولا از مدل‌های شیمیایی نظیر مرتبه اول، شبه مرتبه اول، مرتبه دوم و شبه مرتبه دوم استفاده می‌شود. بر خلاف سیستم‌های خالص، بررسی سرعت واکنش‌های شیمیایی در خاک، بسیار پیچیده است، زیرا کنترل واکنش‌های جانبی بسیار مشکل است. پخشیدگی یون‌ها در فضای بین ذرات خاک و یا بین لایه های ذرات رس و یا درفضای حد فاصل بین فازها نیز ممکن است محدود کننده سرعت واکنش‌های شیمیایی باشد. از این رو، برای توصیف واکنش‌ها در سیستم‌های پیچیده‌تر، معادله های دیگری نظیر معادله الویچ و معادله پخشیدگی پارابولیک (پخشیدگی به درون منافذ) نیز پیشنهاد شده است که در آن‌ها ضریب پخشیدگی یون‌ها نیز لحاظ شده است (۲۰).

مدل‌های کینتیکی مورد استفاده در این تحقیق در جدول (۱) ارائه شده است. اشتباه استاندارد برآورد معادلات با استفاده از معادله ۱ محاسبه شد:

$$SE = \left[\frac{\sum (M_t - C_t^*)^2}{n-2} \right]^{1/2} \quad (۱)$$

که در این رابطه، M_t و C_t به ترتیب بیانگر مقدار اندازه‌گیری شده و محاسبه شده یون مورد نظر از طریق مدل بوده و n هم تعداد اندازه‌گیری است.

جدول ۱- مدل‌های کینتیکی مورد استفاده در این تحقیق

Table1. Applied kinetic models in this study

مدل Model	معادله- فرم خطی Equation – Linear form
مرتبه اول First Order	$\ln q_t = \ln q_0 - K_1 t$
شبه مرتبه اول Pesedo First Order	$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - K_1 t$
مرتبه دوم Second Order	$\frac{1}{q_t} = \frac{1}{q_0} - K_2 t$
شبه مرتبه دوم Pesedo Second Order	$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{h_0} + \frac{1}{q_e} t \rightarrow h_0 = K q_e^2$
الویچ ساده Elovich model	$q_t = \beta (\ln \alpha\beta) + \beta \ln t$
پخشیدگی به درون منافذ Parabolic diffusion model	$\log R_t = \log K + a \log t$

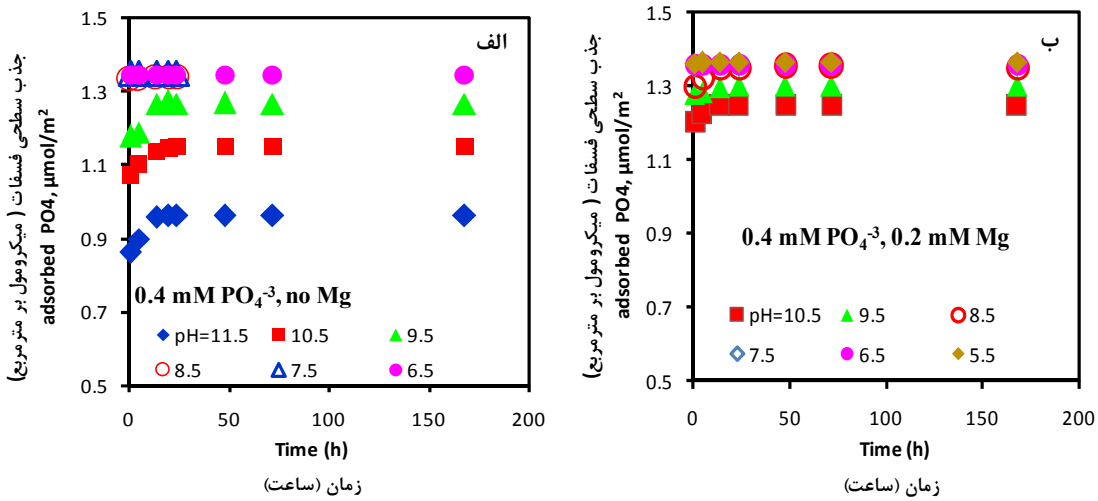
$\boldsymbol{q_t}$= مقدار جذب سطحی در زمان $\boldsymbol{t}$(میکرومول بر مترمربع)، $\boldsymbol{q_e}$= مقدار جذب سطحی تعادلی (میکرومول بر مترمربع)، $\boldsymbol{\alpha, a, q_0}$= مقدار جذب سطحی اولیه (میکرومول بر مترمربع)، $\boldsymbol{\beta}$, K = ثابت نرخ واکنش(میکرومول بر مترمربع بر ساعت)، $\boldsymbol{h_0}$= نرخ اولیه واکنش جذب سطحی (میکرومول بر مترمربع بر ساعت) و $\mathbf{R}_t$ = نسبت مقدار جذب سطحی یون در زمان $\boldsymbol{t}$ به غلظت اولیه یون

نتایج و بحث

کینتیک جذب سطحی فسفات

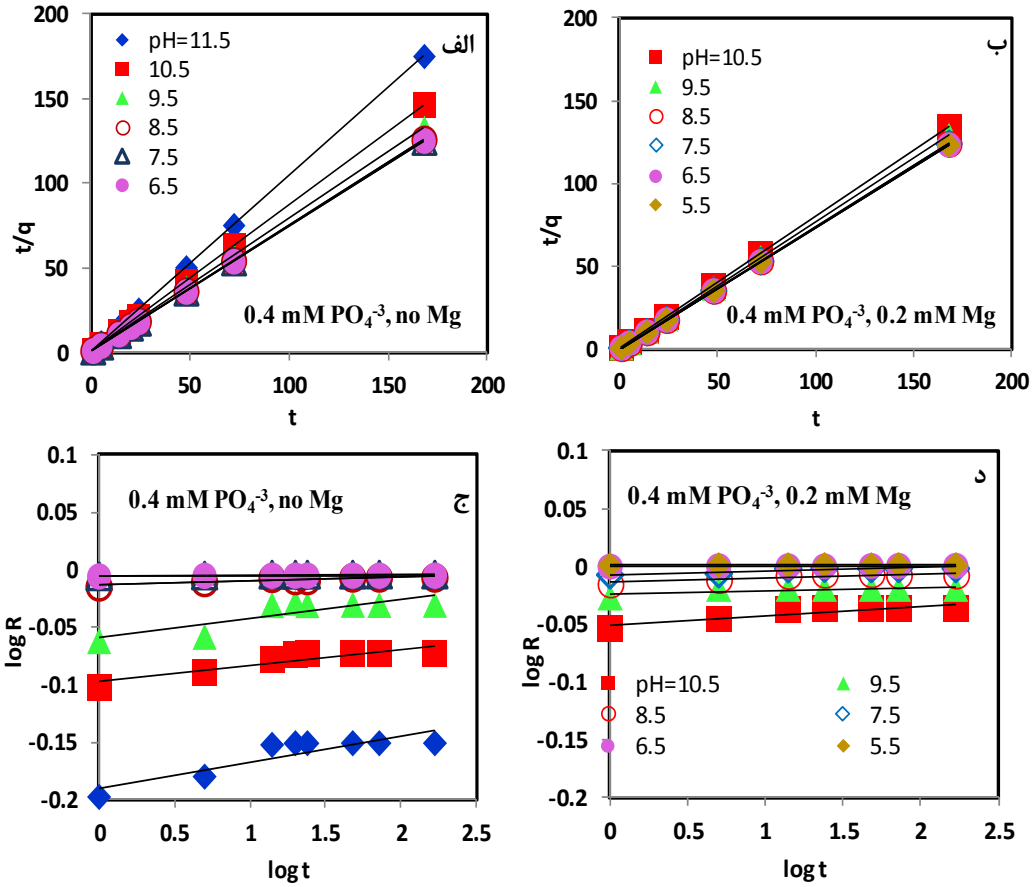
نتایج حاصل از اندازه‌گیری جذب سطحی فسفات تابعی از زمان تعادلی در pHهای ۶/۵، ۷/۵، ۸/۵، ۹/۵، ۱۰/۵ و ۱۱/۵در شکل ۲-الف نشان داده شده است. داده‌ها نشان می‌دهد که در سه pH ۶/۵، ۷/۵ و ۸/۵ مقدار جذب سطحی فسفات تقریبا با هم برابر است اما با افزایش آن به مقادیر ۹/۵، ۱۰/۵ و ۱۱/۵ مقدار جذب سطحی فسفات به تدریج کاهش می‌یابد. علاوه بر این داده‌ها نشان می‌دهد که در سه pH کمتر، سرعت واکنش بسیار زیادتر از pHهای بالاتر است، به گونه ای که مقدار جذب سطحی در همان یک ساعت اول به حداکثر مقدار خود می‌رسد و لذا تفاوتی در درصد جذب سطحی فسفات در زمان‌های تعادلی مختلف مشاهده نمی‌شود. اما در pHهای بالاتر سرعت واکنش کندتر است و مقدار جذب سطحی فسفات به‌تدریج تا تقریبا ۲۴ ساعت از زمان آغاز واکنش افزایش و در این زمان به حداکثر مقدار می‌رسد. پس از گذشت حدود ۲۴ ساعت، مقدار جذب سطحی مستقل از زمان بوده و ثابت باقی می‌ماند. به عبارت دیگر میزان پیشرفت واکنش تابع دو عامل زمان و pH تعادلی می‌باشد (شکل ۲-الف).

به منظور توصیف داده‌های آزمایشی کینتیک جذب سطحی فسفات، از چند مدل کینتیکی متفاوت استفاده شد (جدول ۱). مدل‌های مرتبه اول، شبه مرتبه اول و مرتبه دوم توصیف مناسبی از داده‌های آزمایشی فسفات ارائه نکردند (R^2 <0.60) (پیش‌بینی مدل‌ها نشان داده نشده است). امامدل شبه مرتبه دوم با ضریب تبیین بالا (R^2 ~ 0.99) داده‌های آزمایشی را به‌خوبی پیش‌بینی کرد. توصیف داده‌ها با استفاده از این مدل در شکل (۳- الف) نشان داده شده است. پارامترهای حاصل از برازش داده‌ها با مدل شبه مرتبه دوم در جدول (۲) ارائه شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود با افزایش pH مقدار جذب سطحی از ۱/۳۴ میکرومول بر متر مربع در pH=6.5 به ۰/۹۶ در pH=11.5 کاهش می‌یابد. این روند کاهشی برای پارامتر ثابت نرخ واکنش (K, $\mu molm^{-2}\ h^{-1}$) و مقدار نرخ جذب سطحی اولیه (h_0, $\mu molm^{-2}\ h^{-1}$) نیز مشاهده می‌شود. بنابراین با کاهش نرخ جذب سطحی همراه با افزایش pH، زمان رسیدن به تعادل برای جذب سطحی فسفات افزایش می‌یابد. این نتایج با روند کلی جذب سطحی فسفات تابعی از pH مطابقت دارد (شکل ۲-الف).



شکل ۲- کینتیک جذب سطحیفسفات (۰/٤ میلی مولار) روی گئوتایت (۳ گرم در لیتر) تابعی از زمان تعادل و pH در محلول زمینه ۰/۱ مولار کلرید سدیم الف) در سیستم تک یونیو ب) در سیستم دو یونی در حضور یون منیزیم (۰/۲ میلی‌مولار)

Figure 2-Kinetic of phosphate adsorption (0.4 mM) on goethite (3g L^{-1}) as a function of pH and equilibration time in 0.1 M NaCl background electrolyte a) in single ion system and b) in the presence of magnesium (0.2 mM)



شکل ۳- برازش مدل‌های شبه مرتبه دوم و پخشیدگی به درون ذرات بر داده‌های آزمایشی کینتیک جذب سطحی فسفات (الف و ج) در سیستم تک یونی و(ب و د) در حضور یون منیزیم

Figure 3- Description of phosphate adsorption experimental data by pseudo-second order and parabolic diffusion kinetic models in a&c) single ion systems and b&d) in the presence of Mg

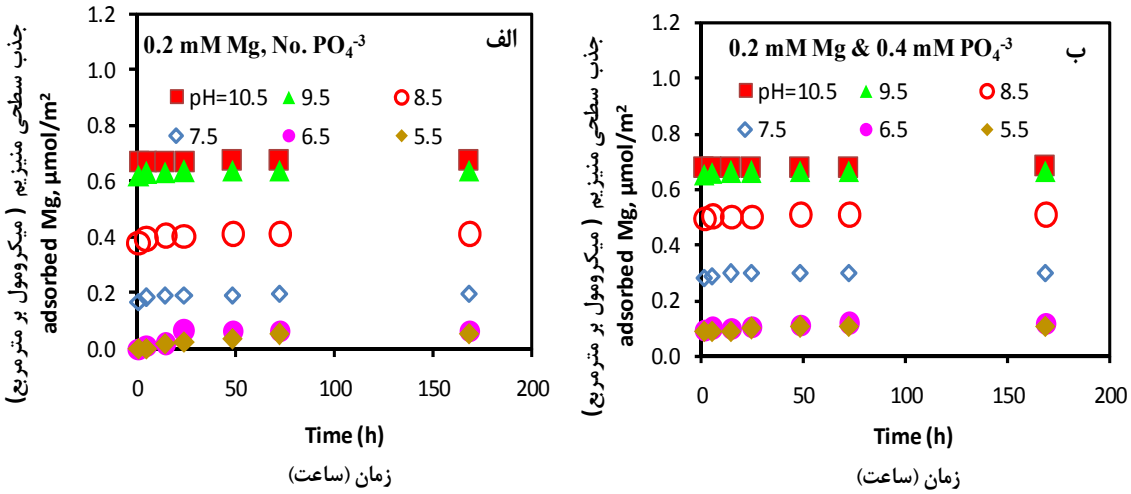
در بررسی کینتیک واکنش جذب سطحی یون‌ها روی کانی‌ها، استدلال شده است که این فرآیند در ابتدا سریع و سپس کند می‌شود. بخش سریع اولیه به واکنش یون‌ها با بارهای سطحی و بخش کند واکنش به پخشیدگی یون‌ها در خلل و فرج سطح کانی‌ها نسبت داده شده است. این فرآیند موجب طولانی شدن زمان واکنش به روزها و هفته‌ها می‌شود (۱۱، ۲۱). لذا در بعضی از مدل‌های کینتیک جذب سطحی یون‌ها، ضریبی برای لحاظ پخشیدگی یون‌ها افزوده شده است نظیر ضریب D در معادله پخشیدگی پارابولیک. برای بررسی میزان تاثیر فرآیند پخشیدگی بر داده های آزمایشی، از مدل‌های الویچ و پخشیدگی پارابولیک نیز استفاده شد.

استفاده از مدل‌های کینتیکی گروه دوم (مبتنی بر فرآیند پخشیدگی) برای توصیف داده‌های کینتیک جذب سطحی فسفات نشان داد که مقدار ضریب تبیین این مدل‌ها مشابه و در محدوده ۰/۸-۰/۷ است (شکل ۳-ج جدول ۳).

پیش‌بینی دقیق‌تر داده‌های آزمایشی کینتیک جذب سطحی فسفات بوسیله مدل شبه مرتبه دوم می‌تواند تاییدی بر جذب سطحی شیمیایی فسفات روی کانی گئوتایت باشد (۲۵)، مکانیزمی که در مطالعات اسپکتروسکوپی نیز تائید شده است (۲۲). مقایسه مدل‌های کینتیکی مختلف برای توصیف داده‌های جذب سطحی و رهاسازی فسفات و آرسنات روی فری‌هیدرات نیز نشان داده است که مدل شبه مرتبه دوم توصیف مناسب‌تری با ضریب تبیین بالاتر (R2~0.9-1) از داده‌های آزمایشگاهی ارائه می‌کند که مبین واکنش جذب سطحی آرسنات و فسفات روی فری هیدرات از طریق تشکیل کمپلکس درون‌کره ای می‌باشد (۱۵). مطالعه کینتیک رهاسازی فسفات در خاک‌های آهکی نیز نشان داده است که مدل پارابولیک (پخشیدگی سهموی) و تابع توانی مدل‌های مناسب برای توصیف رهاسازی فسفات در تعدادی از خاک‌های آهکی ایران می‌باشند (۱۰).

کینتیک جذب سطحی منیزیم

داده‌های حاصل از اندازه‌گیری جذب سطحی منیزیم تابعی از زمان تعادلی در pHهای ۵/۵، ۶/۵، ۷/۵، ۸/۵، ۹/۵ و ۱۰/۵در شکل۴- الف نشان داده شده است. برخلاف داده‌های کینتیک جذب سطحی فسفات، این نتایج نشان می‌دهد که سرعت واکنش جذب سطحی منیزیم بسیار کمتر از سرعت جذب سطحی فسفات است به گونه‌ای که تقریبا در تمام pHهای مورد بررسی حداقل زمان تعادل بیشتر از زمانی (یک ساعت) است که برای جذب سطحی یون فسفات مشاهده شد. اما مشابه با فسفات، به نظر می‌رسد که حداکثر زمان مورد نیاز برای رسیدن به حالت تعادل حدود ۲۴ ساعت می‌باشد. تفاوت مهم دیگر در مقایسه داده‌های کینتیک جذب سطحی منیزیم با فسفات به اثر pH باز می‌گردد؛ یعنی با افزایش pH جذب سطحی منیزیم افزایش می‌یابد که با توجه به تفاوت در نوع بار آن با یون فسفات قابل پیش بینی است (شکل۴-الف).



شکل ٤- کینتیک جذب سطحی منیزیم (۰/۲ میلی مولار) روی گئوتایت (۳ گرم در لیتر) تابعی از pH در محلول زمینه ۰/۱ مولار کلرید سدیم در سیستم الف) تک یونی و ب) در حضور یون فسفات (۰/٤ میلی مولار)

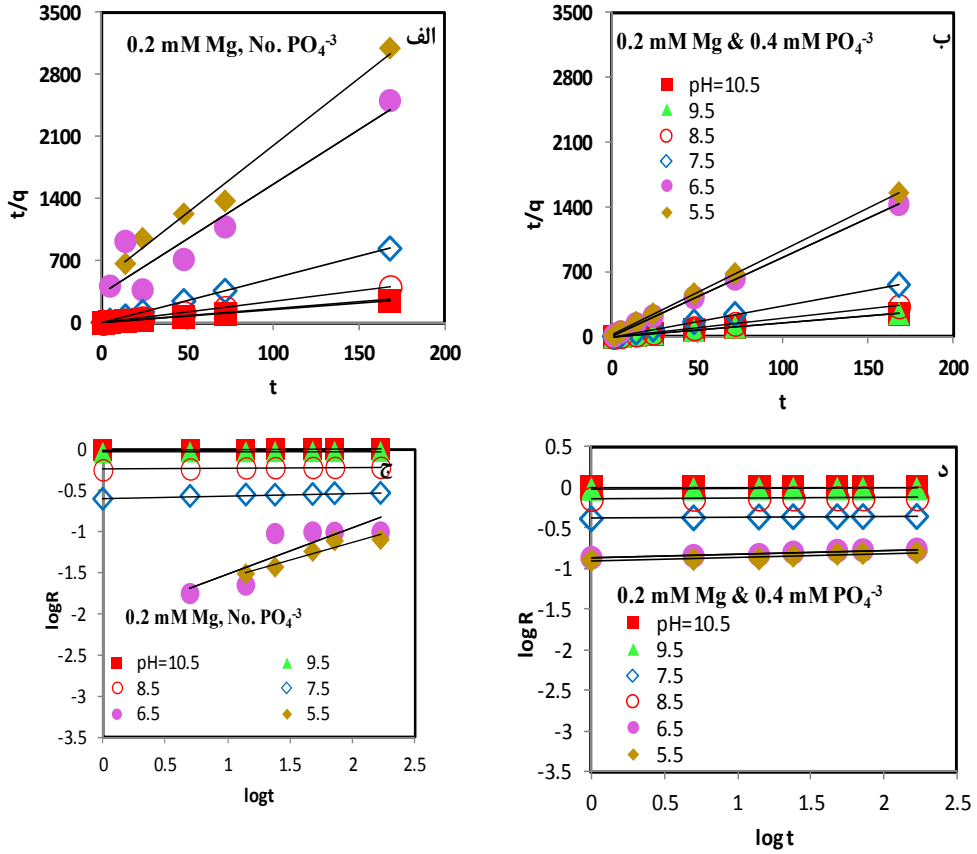
Figure 4-Kinetic of magnesium adsorption (0.2 mM) on goethite (3 g L^{-1}) as function of pH and equilibration time in 0.1 M NaCl background electrolyte, a) in single ion system and b) in the presence of phosphate (0.4 mM)

مشابه با یون فسفات، به منظور توصیف داده‌های آزمایشی از مدل‌های کینتیک شیمیایی و مدل‌های کینتیک مبتنی بر پخشیدگی استفاده شد. مدل‌های مرتبه اول، مرتبه دوم و شبه مرتبه اول داده‌های آزمایشی را به‌درستی توصیف نکردند (R^2 <0.60) (پیش‌بینی

مدل‌ها نشان داده نشده است). اما مدل شبه مرتبه دوم با ضریب تبیین بالا (r^2 >90) داده‌های آزمایشی را به‌خوبی توصیف کرد (شکل ۵-الف). پارامترهای حاصل از برازش مدل شبه مرتبه دوم بر داده‌های آزمایشی (جدول ۲) نشان می‌دهد که با افزایش pH مقدار ظرفیت جذب سطحی منیزیم از ۰/۰۶۵ میکرومول بر متر مربع در pH=5.5 به ۰/۶۷۸ در pH=10.5 افزایش می‌یابد. همچنین با افزایش pH پارامترهای مقدار نرخ اولیه جذب سطحی (h_0, $\mu molm^{-2}\ h^{-1}$) وثابت نرخ واکنش ($K, \mu molm^{-2}\ h^{-1}$) افزایش می‌یابد. این نتایج مشابه روند کلی افزایش جذب سطحی منیزیم با افزایش pH می‌باشد (شکل ۴-الف). برازش مدل‌های الویچ و پخشیدگی به درون منافذ روی داده‌های آزمایشی نشان داد که این دو مدل نیز توصیف مناسبی، ولی با ضریب تبیین کوچکتر (R^2≈0.7-0.9) از معادله شبه مرتبه دوم از داده‌های آزمایشی ارائه می‌دهند (شکل۵- ج، جدول ۳). این نتایج بیانگر آنست که منیزیم نیز همانند فسفات از طریق برهمکنش‌های شیمیایی جذب سطحی گئوتایت می‌شود.

کینتیک برهمکنش‌های جذب سطحی فسفات و منیزیم

نتایج حاصل از اندازه‌گیری کینتیک برهم‌کنش‌های جذب سطحی یون‌های فسفات و منیزیم تابعی از زمان تعادلی در pHهای ۵/۵، ۶/۵، ۷/۵، ۸/۵، ۹/۵ و ۱۰/۵ به ترتیب در شکل‌های (۲-ب) بر حسب غلظت فسفات جذب سطحی شده و (۳- ب) بر حسب غلظت منیزیم جذب سطحی شده نشان داده شده است. مقایسه داده‌های شکل (۲-ب) با شکل (۲-الف) نشان می‌دهد که در حضور منیزیم غلظت فسفات جذب سطحی شده افزایش قابل توجهی یافته است؛ این افزایش در pHهای بازی بسیار محسوس‌تر است. به مانند داده‌های شکل (۲-الف)، کینتیک جذب سطحی فسفات در حضور منیزیم در pHهای اسیدی بیشتر از pH های بازی است؛ یعنی در pHهای اسیدی واکنش‌ها در زمان کوتاهی (در حدود یک ساعت) به تعادل می‌رسند اما در pHهای بازی زمان تعادل افزایش می‌یابد اما در عین حال کوتاه‌تر از زمانی است که منیزیم در سیستم حضور ندارد.



شکل ۵- برازش مدل‌های شبه مرتبه دوم و پخشیدگی به درون ذرات بر داده‌های آزمایشی کینتیک جذب سطحی منیزیم الف و ج) سیستم تک یونی و ب و د) در حضور فسفات

Figure 5- Description of magnesium adsorption experimental data by pseudo-second order and parabolic diffusion kinetic models in a&c) single ion systems and b&d) the presence of phosphate

مقایسه داده‌های آزمایشی کینتیک جذب سطحی منیزیم در حضور فسفات (شکل۴-ب) با جذب سطحی آن در عدم حضور فسفات نیز نشان می‌دهد که جذب سطحی منیزیم در حضور فسفات افزایش یافته است این افزایش در pHهای اسیدی بیشتر از pHهای بازی است. همچنین به نظر می‌رسد که در حضور فسفات جذب سطحی منیزیم در pHهای اسیدی در زمان کوتاه‌تری به تعادل می‌رسد.

داده‌های آزمایشی کینتیک برهم‌کنش‌های جذب سطحی یون‌های فسفات و منیزیم، مشابه با سیستم‌های تک یونی، با مدل‌های کینتیکی مختلفی توصیف گردید. نتایج نشان داد که مدل‌های مرتبه اول، شبه مرتبه اول و مرتبه دوم توصیف مناسبی از داده‌ها ارائه نمی‌کنند (R^2 <0.60) (پیش‌بینی مدل نشان داده نشده است)؛ اما مدل شبه مرتبه دوم با ضریب تبیین بالا (R^2~0.99) داده-های آزمایشی هر دو یون را به‌خوبی پیش‌بینی می‌کند. توصیف داده‌ها با استفاده از این مدل در شکل‌های (۳- د) و (۵-د) نشان داده شده است. پارامترهای حاصل از برازش داده‌ها با مدل شبه مرتبه دوم در جدول (۲) ارائه شده است.

مقایسه پارامترهای ظرفیت جذب سطحی تعادلی (q_e) در سیستم دو یونی فسفات با منیزیم با سیستم تک یونی نشان می‌دهد که حضور منیزیم تاثیری بر ثابت نرخ واکنش (K) و مقدار نرخ اولیه جذب سطحی (h_0) فسفات در pH های کمتر از ۸/۵ ندارد. اما یون منیزیم منجر به افزایش ۲/۵-۲ برابر در ثابت نرخ واکنش (K) و مقدار نرخ اولیه جذب سطحی (h_0) فسفات در pH های بالای ۸/۵ می‌شود. بنابراین در حضور منیزیم زمان مورد نیاز برای به تعادل رسیدن جذب سطحی یون فسفات در pH های بالای ۸/۵ کاهش می‌یابد. همچنین در pH های بالای ۸/۵، در حدود ۱۰ درصد به مقدار ظرفیت جذب سطحی (q_e) افزوده می‌شود.

جدول ۲- مقادیر پارامترهای مدل شبه مرتبه دوم حاصل از برازش مدل بر داده‌های آزمایشی

Table 2- Model parameters derived from fitting the pseudo-second order model on experimental data

سیستم آزمایشی Experimental system	pH	ثابت نرخ واکنش K Reaction rate constant	نرخ اولیه واکنش ho Initial rate of reaction	ظرفیت جذب سطحی تعادلی q_e Equlibrium adsorption capacity	SE	R^2
فسفات (تک یونی) Phosphate (Single ion)	6.5	425.797	769.231	1.344	0.99	$7.0*10^{-6}$
	7.5	212.041	384.615	1.347	0.99	$6.9*10^{-4}$
	8.5	13.854	24.814	1.338	0.99	$1.8*10^{-2}$
	9.5	10.938	17.606	1.269	0.99	$2.5*10^{-2}$
	10.5	9.178	12.151	1.151	0.99	$1.3*10^{-2}$
	11.5	9.896	9.149	0.962	0.99	$1.8*10^{-2}$
فسفات (دو یونی) Phosphate (binary)	5.5	488.178	909.091	1.365	0.99	1.0*10-4
	6.5	414.541	769.231	1.362	0.99	1.7*10-4
	7.5	217.858	400.000	1.355	0.99	8.0*10-6
	8.5	31.743	58.140	1.353	0.99	1.4*10-2
	9.5	28.516	48.309	1.302	0.99	6.9*10-3
	10.5	19.785	30.960	1.251	0.99	6.8*10-3
منیزیم (تک یونی) Magnesium (Single ion)	5.5	0.499	0.002	0.065	0.98	5.3*10-3
	6.5	0.475	0.003	0.081	0.90	1.4*10-2
	7.5	6.275	0.252	0.201	0.99	2.6*10-2
	8.5	12.618	2.130	0.411	0.90	1.7*10-2
	9.5	23.987	9.775	0.639	0.99	9.3*10-3
	10.5	22.277	10.235	0.678	0.90	1.5*10-2
منیزیم (دویونی) Magnesium (Bionary)	5.5	4.837	0.057	0.109	0.99	2.2*10-2
	6.5	5.265	0.074	0.118	0.99	2.1*10-2
	7.5	20.191	1.806	0.299	0.90	1.0*10-2
	8.5	34.728	8.897	0.506	0.99	8.0*10-3
	9.5	35.470	15.649	0.664	0.90	7.5*10-3
	10.5	39.810	18.519	0.682	0.99	8.3*10-3

R^2 و SE به ترتیب بیانگر ضریب تبیین و اشتباه استاندارد برآورد مدل می‌باشد

R^2 and SE refer to determination coefficient and standard error of the estimate, respectively

مقایسه پارامتر ظرفیت جذب سطحی تعادلی منیزیم (q_e) در سیستم تک یونی و در حضور فسفات نشان می‌دهد که حضور فسفات منجر به افزایش ۱/۶-۱/۲ برابری در مقدار این پارامتر در pHهای معادل و پایین‌تر از ۸/۵ می‌شود. اما تاثیری بر جذب سطحی تعادلی

در pH های بالاتر از ۸/۵ ندارد. همچنین مشاهده می‌شود که مقدار نرخ اولیه جذب سطحی منیزیم (h_0) در تمامی محدوده pHهای مورد مطالعه در حضور فسفات افزایش می‌یابد. این افزایش برای pHهای پایین‌تر از ۸/۵ چشمگیرتر می‌باشد. به عبارت دیگر، در حضور یون فسفات مقدار نرخ اولیه جذب سطحی منیزیم (h_0) از ۱/۵ برابر در pH معادل ۱۰/۵ تا ۲۶ برابر در pH معادل ۵/۵ افزایش داشته است. مشابه این روند برای پارمتر ثابت نرخ واکنش (K) مشاهده می‌شود. در حضور یون فسفات مقدار ثابت نرخ واکنش (K) از ۱/۵ برابر در pH معادل ۱۰/۵ تا ۱۱ برابر در pH معادل ۵/۵ افزایش داشته است. بنابراین حضور یون فسفات علاوه بر افزایش مقدار جذب سطحی یون منیزیم منجر به افزایش نرخ واکنش و بنابراین کاهش زمان تعادل یون منیزیم می‌شود. مقایسه تاثیر حضور فسفات بر مقدار پارامترهای کینتیکی نرخ اولیه جذب سطحی منیزیم (h_0) و ثابت نرخ واکنش (K) بیانگر آن است که تاثیر یون فسفات بر نرخ اولیه جذب سطحی منیزیم (h_0) بیشتر از ثابت نرخ واکنش (K) می‌باشد.

مدل‌های کینتیکی الویچ و پخشیدگی به درون منافذ نیز با ضریب تبیین مشابه و در حدود ۰/۹-۰/۷ توصیف قابل قبولی از این داده‌ها ارائه کردند (شکل‌های (۳- د) و (۵-د)؛ جدول ۳).

توصیف خوب مدل شبه مرتبه دوم از داده‌های آزمایشی جذب سطحی فسفات و منیزیم بیانگر آن است که واکنش شیمیایی نقش مهمتری از فرآیند پخشیدگی در مرحله کند جذب سطحی بازی می‌کند. درصورتی که پخشیدگی فرآیند محدود کننده جذب سطحی باشد، در pH های نزدیک به pH_{pzc} جذب سطحی کندتر می‌شود؛ زیرا به دلیل برابر بودن بارهای ناهمنام در سطح کانی و تجمع ذرات کانی و در نتیجه افزایش اندازه موثر ذرات نقش فرآیند پخشیدگی افزایش می‌یابد. براین اساس در pHهای بالاتر و یا پایین‌تر از pH_{pzc}، فرآیند پخشیدگی باید اثر کمتری بر نرخ واکنش جذب سطحی داشته باشد (۲۶). اما داده‌های آزمایشی نشان می‌دهد که نرخ جذب سطحی فسفات در pH های بالاتر از pH_{pzc}=9.1 کاهش می‌یابد. به طور مشابه نرخ جذب سطحی یون منیزیم نیز در pH های پایین‌تر از pH_{pzc} نیز کاهش می‌یابد. بنابراین پخشیدگی عامل اصلی کنترل کننده سرعت واکنش‌جذب سطحی یون‌ها روی کانی گئوتایت نیست.

بررسی مرحله کند جذب سطحی یون آرسنات روی گئوتایت نیز نشان داده است که به دلیل رهاسازی سریع آرسنات جذب سطحی شده و عدم تاثیر افزایش غلظت الکترولیت بر اندازه موثر ذرات، فرآیند پخشیدگی به درون منافذ و یا بین ذرات گئوتایت، فرآیند کنترل کننده در مرحله کند جذب سطحی نیست. بنابراین احتمالا ناهمگونی (هتروژنی) سایت‌های جذب و یا واکنش‌های سطحی دیگر در این مرحله موثر می‌باشند (۲۶). اثر منفی pH بر جذب سطحی فسفات روی گئوتایت نیز به تاثیر توام تشکیل کمپلکس‌های مختلف درون‌کره‌ای و برهمکنش الکتروستاتیک بین یون فسفات و سطح باردار کانی نسبت داده شده است (۱۴). کینتیک واکنش یون‌های فلزی (نظیر مس) با سطح گئوتایت نیز به pH و سرعت حذف مولکول‌های آب هیدراته این یون‌ها نسبت داده شده است (۸).

بنابراین به نظر می‌رسد که وابستگی کینتیک جذب سطحی یون‌های منیزیم و فسفات به pH رابطه بسیار نزدیکی با رفتار باری کانی دارد. داده‌های آزمایشی نشان می‌دهد که در pHهای کمتر از نقطه صفر بار الکتریکی (PZC=۹/۱) خالص بار کانی مثبت و در pHهای بیشتر از ۹/۱ خالص بار کانی منفی است و با افزایش فاصله از نقطه صفر بار الکتریکی، بار سطحی کانی افزایش می‌یابد (۴). جذب و رهاسازی یون پروتون از گروه‌های عامل سطح کانی موجب بارهای الکتریکی است که مقدار آن تابعی از فعالیت یون پروتون در فاز محلول است (۱).

محدوده‌ای از pH که در آن رفتار کینتیک جذب سطحی یون فسفات و منیزیم تغییر می‌کند ($pH\approx8.5$)، به pH نقطه صفر بار الکتریکی کانی گئوتایت در حضور الکترولیت‌های مختلف (یعنی $pH\approx9$) بسیار نزدیک است (۱۹). به عبارت دیگر تابعیت کینتیک جذب سطحی یون‌ها به pH ناشی از نوع بار سطحی کانی و در نتیجه ناشی از برهمکنش با نیروهای الکترواستاتیک سطح کانی است. در شرایطی که نوع بار یون با نوع بار سطح کانی متفاوت است ($pH>pH_{PZC}$ برای یون منیزیم و $pH<pH_{PZC}$ برای یون فسفات) نیروی جاذبه الکترواستاتیک سطح کانی موجب تسریع در فرآیند جذب سطحی می‌شود و لذا تفاوتی بین درصد جذب‌سطحی یون‌ها در زمان‌های تعادلی بزرگ‌تر از یک ساعت مشاهده نمی‌شود. اما در شرایطی که بار یون و بار سطح کانی از یک نوع است، دافعه الکترواستاتیک علاوه بر این که از مقدار کل جذب سطحی یون‌ها می‌کاهد، سرعت واکنش جذب سطحی یون‌ها را نیز محدود می‌کند. لذا در این شرایط زمان تعادل واکنش بسیار طولانی‌تر ($t\geq20$) است (۲۴). مکانیزم دیگری که ممکن است موجب کند شدن واکنش گردد پخشیدگی یون‌ها به‌درون منافذ سطح کانی است (۱۴)؛ بر مبنای این فرضیه، جذب سطحی یون فسفات با شعاع ۰/۲۲ نانومتر موجب بسته شدن ورودی منافذ سطح کانی شده و لذا جذب سطحی یون منیزیم با شعاع کوچک‌تر (۰/۰۶۵ نانومتر) سریع‌تر به حالت تعادل می‌رسد.

جدول ۳- مقادیر پارامترهای مدل‌های الویچ و پخشیدگی به درون ذرات حاصل از برازش مدل‌ها بر داده‌های آزمایشی

Table 3- Model parameters derived from fitting the Elovich and parabolic diffusion equations on experimental data

سیستم آزمایشی Experimental system	مدل الویچ Elovich model				مدل پخشیدگی به درون ذرات Parabolic diffusion model		
	β	ثابت جذب سطحی(β) Adsorption constant	SE	R^2	ضریب پخشیدگی Diffusion coefficient	R^2	SE
فسفات(تک یونی) Phophate (Single ion)	1.342	0.0004	0.000	0.70	0.003	0.70	1.554
	1.343	0.0009	0.001	0.77	0.007	0.77	0.390
	1.317	0.0047	0.004	0.83	0.0036	0.83	0.407
	1.186	0.0205	0.023	0.70	0.0168	0.70	0.382
	1.086	0.0158	0.012	0.83	0.0168	0.70	0.250
	0.878	0.0209	0.020	0.77	0.0142	0.82	0.127
فسفات (دو یونی) Phosphate (Binary ion)	1.363	0.0003	0.000	0.73	0.0002	0.77	0.427
	1.360	0.0004	0.000	0.78	0.0003	0.86	0.427
	1.351	0.0008	0.001	0.71	0.0035	0.80	0.426
	1.308	0.0110	0.010	0.79	0.0046	0.82	0.426
	1.280	0.0050	0.004	0.82	0.0036	0.65	0.403
	1.210	0.0099	0.009	0.81	0.0099	0.87	0.386
منیزیم (تک یونی) Magnesium (Single ion)	-0.0009	0.0123	0.008	0.89	0.4256	0.91	0.023
	-0.0056	0.0160	0.015	0.80	0.5617	0.72	0.039
	0.1723	0.0058	0.002	0.95	0.0315	0.94	0.106
	0.3851	0.0058	0.003	0.91	0.0146	0.91	0.224
	0.6234	0.0036	0.002	0.88	0.0057	0.88	0.353
	0.6687	0.0018	0.001	0.84	0.0027	0.84	0.375
منیزیم (دو یونی) Magnesium (Binary ion)	0.0833	0.0047	0.003	0.88	0.0488	0.90	0.054
	0.0908	0.0053	0.002	0.94	0.0504	0.97	0.059
	0.2819	0.0039	0.002	0.90	0.0135	0.90	0.163
	0.4975	0.0019	0.001	0.90	0.0038	0.90	0.280
	0.6555	0.002	0.001	0.90	0.003	0.88	0.368
	0.6773	0.001	0.801	0.84	0.001	0.73	0.382

R^2 و SE به ترتیب بیانگر ضریب تبیین و اشتباه استاندارد برآورد مدل می‌باشد

R^2 and SE refer to determination coefficient and standard error of the estimate, respectively

نتیجه‌گیری کلی

در این تحقیق برهم‌کنش یون‌های منیزیم و فسفات روی گئوتایت تابعی از pH و زمان تعادل در سیستم تک یونی و در سیستم دو یونی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که کینتیک جذب سطحی یون‌های منیزیم و فسفات تابعی از pH می‌باشد. تابعیت کینتیک جذب سطحی این یون‌ها به pH ناشی از تفاوت در نوع بار یون و بار سطحی کانی و در نتیجه ناشی از برهم‌کنش‌های الکترواستاتیک است. جذب سطحی هر یک از این دو یون هم موجب تسریع در واکنش جذب سطحی یون دوم و هم موجب افزایش مقدار جذب سطحی آن روی کانی گئوتایت می‌شود. برازش مدل‌های مختلف کینتیکی نشان داد که مدل شبه مرتبه دوم بهترین پیش‌بینی را از داده‌های آزمایشی هر دو یون منیزیم و فسفات در هر دو سیستم مورد بررسی ارائه می‌دهد. مدل‌های پخشیدگی به درون ذرات و الویچ نیز توصیف نسبتا خوبی از داده‌های آزمایشی ارائه کردند.

منابع

1- Abdollahpour, M., R. Rahnemaie, M. Talebi Atouei, and F. Aghamir. 2014. Investigating kaolinite charging behavior in NaCl electrolyte solution. Iranian Journal of Soil and Water Research (IJSWR). 45(1):95-101(in Persian).

2- Atkinson, R., A. Posner, and J. Quirk. 1967. Adsorption of potential-determining ions at the ferric oxide-aqueous electrolyte interface. Journal of physical chemistry. 71:550-558.

3- Azizian, S. 2004. Kinetic models of sorption: A theoretical analysis. Journal of Colloid and Interface Science. 276(1): 47-52.
4- Davoodi, M.H., R. Rahnemaie, and M.J. Malakouti. 2011. A Quantitative Analysis of Phosphate Adsorption on Iron Hydroxide Goethite (α-FeOOH): pH and Surface Area Effects. Journal of Water and Soil. 25(4):786-798 (In Persian with English abstract).
5-Dehghani, F. 2013. Effect of Calcium to Magnesium Ratio in Irrigation Water on the Soil Chemical Properties and Pistachio Growth in Saline Condition, in Ph. D. thesis. Soil science. Agriculture. Tarbiat Modares University. Teharn. Iran (in Persian with English abstract).
6- Dehghani, F., R. Rahnemaie, M.J. Malakouti, and S. Siadat. 2012. Investigation Ca:Mg ratio of irrigation water in Iran. Journal of Water Research in Agriculture 26(1):114-125 (in Persian).
7- Goli, E., R. Rahnemaie, T. Hiemstra, and M.J. Malakouti. 2011. The interaction of boron with goethite: Experiments and CD-MUSIC modeling. Chemosphere. 82(10):1475-1481.
8- Grossl, P.R. and D.L. Sparks. 1994. Rapid kinetics of Cu(II) adsorption/desorption on geothite. Environmental Science and Technology. 28(8):1422-1429.
9- Ho, Y.S. 2006.Review of second-order models for adsorption systems. Journal of Hazardous Materials. **136**(3): 681-689
10- Jalali, M. and N. Ahmadi Mohammad Zinli. 2011. Kinetics of phosphorus release from calcareous soils under different land use in Iran. Journal of Plant Nutrition and Soil Science. 174(1):38-46.
11- Karaca, S., A. Gürses, M. Ejder, and M. Açikyildiz. 2004. Kinetic modeling of liquid-phase adsorption of phosphate on dolomite. Journal of Colloid and Interface Science. 277(2):257-263.
12- Karimov, A., M. Qadir, A. Noble, F. Vyshpolsky, et al. 2009. Development of Magnesium-Dominant Soils Under Irrigated Agriculture in Southern Kazakhstan. Pedosphere. 19(3):331-343.
13- Katz, L.E., L.J. Criscenti, C.C. Chen, J.P. Larentzos, et al. 2013. Temperature effects on alkaline earth metal ions adsorption on gibbsite: Approaches from macroscopic sorption experiments and molecular dynamics simulations. Journal of Colloid and Interface Science. 399:68-76.
14- Luengo, C., M. Brigante, and M. Avena. 2007. Adsorption kinetics of phosphate and arsenate on goethite. A comparative study. Journal of Colloid and Interface Science. 311(2):354-360.
15- Neupane, G., R.J. Donahoe, and Y. Arai. 2014. Kinetics of competitive adsorption/desorption of arsenate and phosphate at the ferrihydrite-water interface. Chemical Geology. 368:31-38.
16- Qadir, M., A.D. Noble, A.S. Qureshi, R.K. Gupta, et al. 2009. Salt-induced land and water degradation in the Aral Sea basin: A challenge to sustainable agriculture in Central Asia. Natural Resources Forum. 33(2):134-149.
17- Qiu, H. 2009. Critical review in adsorption kinetic models. Journal of Zhejiang University: Science A. 10(5): 716-724.19-
18. Rahnemaie, R. 2005. Ion adsorption modeling as a tool to characterize metal (hydr)oxcide behavior in soil. Ph. D. Thesis. Wageningen, The Netherlands.
19- Rahnemaie, R., T. Hiemstra, and W.H. Van Riemsdijk. 2006. A new surface structural approach to ion adsorption: Tracing the location of electrolyte ions. Journal of Colloid and Interface Science. 293(2):312-321.
20- Sparks, D.L. 1998. Soil physical chemistry. CRC press.
21- Strauss, R., G.W. Brümmer, and N.J. Barrow. 1997. Effects of crystallinity of goethite: II. Rates of sorption and desorption of phosphate. European Journal of Soil Science. 48(1):101-114.
22- Tejedor-Tejedor, M.I. and M.A. Anderson. 1990. Protonation of Phosphate on the Surface of Goethite as Studied by Cir-Ftir and Electrophoretic Mobility. Langmuir. 6(3): 602-611.
23- Vyshpolsky, F., M. Qadir, A. Karimov, K. Mukhamedjanov, et al. 2008. Enhancing the productivity of high-magnesium soil and water resources in Central Asia through the application of phosphogypsum. Land Degradation and Development. 19(1):45-56.
24- Wang, K. and B. Xing. 2002. Adsorption and desorption of cadmium by goethite pretreated with phosphate. Chemosphere. 48(7):665-670.
25- Yoon, S.Y., C.G. Lee, J.A. Park, J.H. Kim, et al. 2014. Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies for phosphate adsorption to magnetic iron oxide nanoparticles. Chemical Engineering Journal. 236:341-347.
26- Zhang, J. and R. Stanforth. 2005. Slow adsorption reaction between arsenic species and goethite (α-FeOOH): Diffusion or heterogeneous surface reaction control. Langmuir. 21(7):2895-2901.
27- Zhang, X.C. and L.D. Norton. 2002. Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity, disaggregation and clay dispersion of disturbed soils. Journal of Hydrology. 260(1-4):194-205.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 179-191

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۱۹۱-۱۷۹

Modeling Adsorption Kinetics of Magnesium and Phosphate Ions on Goethite by Empirical Equations

M.Talebi Atouei[1]- R. Rahnemaie[*2]- E. Goli Kalanpa[3]-M.H. Davoodi[4]

Received: 07-11-2015
Accepted: 15-02-2016

Introduction: Natural environments, including soils and sediments, are open and complex systems in which physico-chemical reactions are in semi equilibrium state. In these systems, bioavailability of plant nutrients, like phosphate, is influenced by environmental conditions and concentrations of other ions such as calcium and magnesium. Magnesium is a dominant cation in irrigation water and in the soil solution of calcareous soils. Recent evidences show relative increase in the concentration of magnesium in irrigation water. Because of the importance of chemical kinetics in controlling concentrations of these ions in the soil solution and for understanding their effects of adsorption kinetics of magnesium and phosphate ions, in this research, adsorption kinetics of these two ions on goethite is investigated as function of time and pH in single ion and binary ion systems. The experimental data are described by using the adsorption kinetics equations. These data are of the great importance in better understanding adsorption interactions and ion adsorption mechanism.With respect to the importance of these interactions from both economical and environmental point of view, in this research, the kinetics and thermodynamics of phosphate and Mg^2adsorption interactions were investigated as function of pH on soil model mineral goethite in both single and binary ion systems.

Materials and Methods: Kinetics experiments were performed in the presence of 0.2 mM magnesium and 0.4 mM phosphate in 0.1 M NaCl background solution and 3 g L^{-1} goethite concentration as function of pH and time (1, 5, 14, 24, 48. 72 and 168 h) in single ion and binary ion systems. After reaction time, the suspensions were centrifuged and a sample of supernatant was taken for measuring ions equilibrium concentrations.Phosphate concentration was measured calorimetrically with the ammonium molybdate blue method by spectrophotometer (Jenway-6505 UV/Vis). Magnesium concentration was determined by atomic absorption spectrophotometer (AA-670Shimadzu AA/FE). The amounts of adsorbed ions were calculated from the difference of the initial and the equilibrium concentrations. The experimental data were described by using the several widely-used kinetic models. Models performance was evaluated based on their ability to describe experimental data and obtained values for coefficient of determination (R^2) and standard error of the estimate (SE).

Results and Discussion: The results demonstrate that phosphate and magnesium adsorption on goethite reached equilibrium within the 24 h equilibration time. The equilibration time is, however, pH-dependent. No systematic differences are observed among time-dependent adsorption isotherms for phosphate at $pH<pH_{PZC}$ and for magnesium at $pH>pH_{PZC}$. It seems that the effect of pH on kinetics of phosphate and magnesium adsorption is related to the mineral surface charge, which influences electrostatic interactions between the ions and the surface charges.thus electrostatic attractive and repulsive forces dominantly control the reaction. The equilibration time for phosphate and magnesium adsorption on goethite was calculated to be ≤1 h when electrostatic forces are attractive and approximately 24 h when electrostatic forces are repulsive. In binary ion systems, phosphate and magnesium enhanced the amount and accelerated the adsorption rate of each other. Adsorption of phosphate could reverse electrostatic forces from repulsive to attractive for the adsorption of magnesium and vice versa. Also, because of the smaller ionic radius of magnesium (0.065 nm) in comparison with phosphate (0.22 nm), reduction in equilibration time of magnesium adsorption in the presence of phosphate could be partly diffusion-controlled. Fitting different kinetic models on experimental data showed that pseudo-second order model can successfully describe phosphate and magnesium adsorption data in both single and binary ion systems with highest determination coefficient (R^2~0.99) and lowest standard error of the estimate (SE<0.01). The experimental data could also be described reasonabley well by diffusion-controlled kinetics models, i.e. Elovich and parabolic diffusion models. The latter equations had less agreement with the data, i.e. their coefficient of determination was in the range of 0.7-0.9. This might suggest that adsorption of phosphate and magnesium on goethite, at least in diluted suspensions, is chemical-controlled and diffusion is not the dominant rate-limiting factor.

Conclusions: Equilibration time for phosphate and magnesium adsorption on goethite is pH-dependent. Adsorption of magnesium is significantly faster in the presence of an oxyanion like phosphate, and vice versa.

1 And 2- PhD Student and Associate Professor, Department of Soil Science, TarbiatModares University
(*-Corresponding Author Email: Rasoul.Rahnemaie@modares.ac.ir)
3-Assistant Professor, Department of Soil Science, University of Mohaghegh Ardabili
4-Assistant Professor, Soil Fertility Department, Soil and Water Research Institute, Karaj, Iran

This effect is related to the change in electrostatic potential at the mineral surface upon phosphate adsorption.Description of experimental data by various kinetic models indicated that the pseudo-second order model can successfully describe phosphate and magnesium adsorption data in both single and binary ion systems.

Keywords: Adsorption, Electrostatic, Kinetic, Magnesium, Phosphate

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 192-201

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۰۱-۱۹۲

نقش اندازه خاکدانه بر قابلیت استفاده مس در تعدادی از خاک‌های آلوده به فلزات سنگین

اکرم فرشادی‌راد[۱*]- علیرضا حسین‌پور[۲]- شجاع قربانی[۳]- حمیدرضا متقیان[٤]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۸/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۲/۰۹

چکیده

قابلیت استفاده فلزات سنگین به توزیع آن‌ها در خاکدانه‌های با اندازه مختلف بستگی دارد. در این پژوهش تأثیر اندازه خاکدانه بر قابلیت استفاده مس برای گیاه ذرت در تعدادی از خاک‌های آلوده استان اصفهان مورد بررسی قرار گرفت. نمونه‌های خاک هوا خشک شده، با استفاده از روش الک خشک به ۴ بخش، ۴ تا ۲، ۲ تا ۰/۲۵، ۰/۲۵ تا ۰/۰۵۳ و کوچکتر از ۰/۰۵۳ میلی‌متر تفکیک شدند. قابلیت استفاده مس در خاک و خاکدانه‌ها با استفاده از روش‌های DTPA-TEA، مهلیچ ۱، کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار و آب مقطر اندازه‌گیری شد. به منظور بررسی همبستگی بین مس عصاره‌گیری شده و شاخص‌های گیاهی، ذرت به مدت ۸ هفته در گلخانه کشت گردید. نتایج نشان داد که مقدار نسبی خاکدانه‌های ۰/۲۵تا ۲ میلی‌متر در خاک‌های مورد مطالعه بیشترین بود و این خاکدانه‌ها بیشترین سهم را در مقدار مس کل خاک داشتند. بیشترین مقدار مس قابل استفاده در خاکدانه‌های کوچکتر از ۰/۰۵ میلی‌متر و پس از آن خاکدانه‌های ۰/۰۵ تا ۰/۲۵، ۰/۲۵ تا ۲ و ۲ تا ۴ میلی‌متر قرار داشتند. مقدار مس قابل استفاده در خاکدانه‌های ۰/۰۵ تا ۰/۲۵ میلی‌متر و شاخص‌های گیاهی دارای بیشترین همبستگی بود و پس از آن خاکدانه‌های کوچکتر از ۰/۰۵، ۰/۲۵ تا ۲ و ۲ تا ۴ میلی‌متر قرار داشتند. بنابراین، خاکدانه‌های ۰/۰۵ تا ۰/۲۵ میلی‌متر سهم بالاتری در تأمین مس برای گیاه ذرت داشته‌اند.

واژه‌های کلیدی: خاکدانه‌های با اندازه مختلف، ذرت، عصاره‌گیرهای شیمیایی

مقدمه

فلزات سنگین، امروزه جزء مضرترین آلاینده‌های زیست محیطی بوده و تبدیل به یک مشکل عمده برای بهداشت و سلامت عمومی گردیده‌اند (۱۹). یون‌های فلزات سنگین از آلاینده‌های پایدار، ماندگار در محیط زیست و غیر قابل تجزیه می‌باشند (۲۲). این فلزات می‌توانند به صورت بیولوژیکی در گیاهان و حیوانات تجمع یافته و سرانجام از طریق زنجیره غذایی به انسان منتقل شوند (۱۸).

مس از عناصر غذایی کم نیاز برای رشد گیاه می‌باشد و در بسیاری از فرایندهای فیزیولوژیکی گیاه از قبیل انتقال الکترون فتوسنتزی، تنفس میتوکندری، پاسخ به تنش اکسیداتیو، متابولیسم دیوارهٔ سلولی و انتقال پیام توسط هورمونها نقش دارد. اما غلظت کمی بیشتر از حد آستانه آن می‌تواند برای حیات گیاهی و جانوری خطرساز باشد. در بسیاری از گونه‌ها حد بحرانی سمیت مس در بخش‌هوایی ۲۰-۳۰ میکروگرم در گرم وزن خشک می‌باشد. در گونه‌های متحمل غلظت مس حتی به ۱ میلی‌گرم بر گرم وزن خشک نیز می‌رسد (۷).

توزیع عناصر در خاک غیریکنواخت بوده و این غیریکنواختی بر قابلیت دسترسی عناصر توسط گیاه تأثیرگذار می‌باشد. ویلک و کائوپنجوهان (۳۱) یکی از دلایل این غیریکنواختی در مقیاس‌های کوچک را به تشکیل خاکدانه در خاک مرتبط دانستند زیرا ریشه گیاهان در فواصل بین خاکدانه‌ای رشد کرده و با سطوح خارجی خاکدانه‌ها در تماس است. بدین ترتیب قابلیت استفاده عناصر در خاک فقط در ارتباط با غلظت این عناصر در خاک نبوده و به توزیع آن‌ها در خاکدانه‌های خاک هم وابسته است (۱).

فرآیند خاکدانه‌سازی در مقیاس و اندازه‌های مختلفی از ذرات خاک رخ داده و ذرات بزرگتر از هماوری ذرات کوچکتر تشکیل می‌شوند، بنابراین توزیع اندازه خاکدانه در خاک به‌وجود می‌آید که یکی از ویژگی‌های مهم فیزیکی خاک است (۲۴). خاکدانه‌های با اندازه مختلف در خاک به دلیل دارا بودن مقادیر متفاوت رس، ماده آلی و اکسیدهای آهن-منگنز، که به عنوان جاذب عمل می‌کنند، دارای غلظت متفاوتی از فلزات سنگین هستند و تحرک و قابلیت استفاده فلزات سنگین در خاک در ارتباط با اندازه و ترکیب اجزای تشکیل‌دهنده خاکدانه‌ها می‌باشد (۲۰). ژانگ و همکاران (۳۳) افزایش مقدار کل فلزات سنگین با کاهش اندازه خاکدانه‌ها را به بیشتر بودن

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانشجوی دکتری، استادان و استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه شهرکرد
(*- نویسنده مسئول: (Email: farshadirad@gmail.com
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.50060

مقدار رس و سیلت در خاکدانه‌های ریز و بیشتر بودن سطح ویژه در ذرات ریز مربوط دانستند.

عصاره‌گیری روی، سرب، کادمیم و مس در خاکدانه‌های با اندازه ۲ تا ۰/۲، ۰/۲ تا ۰/۰۲، ۰/۰۲ تا ۰/۰۰۲ و کمتر از ۰/۰۰۲ میلی‌متر در نانجینگ چین (نخاله‌های با غلظت زیاد سرب و روی) نشان داد، مقادیر کل این فلزات در بخش ۰/۰۲ تا ۰/۰۰۲ میلی‌متر کمترین مقدار و در بخش ۲ تا ۰/۲ (برای سرب، کادمیم و مس) و کوچکتر از ۰/۰۰۲ (برای روی) بیشترین مقدار بود (۵). استخراج سرب و روی در خاک و خاکدانه‌های پایدار در آب با اندازه‌های بزرگتر از ۲، ۲ تا ۵۰، ۵۰ تا ۲۵۰ و بزرگتر از۲۵۰ میکرومتر در خاک‌های تحت تأثیر نخاله‌های حاوی سرب و روی در شرق نانجینگ چین با استفاده از نسبت ۴:۱ اسید سولفوریک به اسید نیتریک در pH برابر با ۴/۵ در زمان‌های مختلف (۶، ۱۲، ۲۴ و ۴۸ ساعت) و با نسبت‌های مختلف اسید به خاک (۱/۵، ۱/۱۰ و ۱/۵۰) جهت شبیه‌سازی اثر باران اسیدی در منطقه نشان داد که با افزایش زمان آبشویی و کاهش نسبت اسید به خاک مقدار عناصر قابل استخراج مورد مطالعه کاهش یافت. مقادیر قابل استخراج مس، سرب و روی در بخش ۵۰ تا ۲۵۰ و کوچکتر از ۲ میکرومتر به صورت معنی‌داری کمتر از مقادیر آنها در بخش بزرگتر از ۲۰۰ و ۲ تا ۵۰ میکرومتر بود (۴).

عصاره‌گیری فلزات سنگین با استفاده از دو عصاره‌گیر EDTA و $Na_4P_2O_7$ در بخش‌های بین ۲۰۰۰ تا کوچکتر از ۲ میکرومتر نشان داد، مقادیر فلز عصاره‌گیری شده توسط هر دو عصاره‌گیر با کاهش اندازه خاکدانه‌ها افزایش یافت. این در حالی بود که نسبت فلز عصاره‌گیری شده توسط هر یک از این دو عصاره‌گیر به مقدار کل فلز در خاکدانه‌ها روند معکوسی را نشان داد و با افزایش اندازه خاکدانه‌ها این نسبت افزایش نشان داد. این افزایش خصوصاً در ارتباط با سدیم پیروفسفات در خاکدانه‌های درشت خاک و در بخش ۲ تا ۲۰ میکرومتر دیده شد (۲۱).

ذرت یکی از مهم‌ترین گیاهان زراعی می‌باشد که از لحاظ میزان تولید بعد از گندم رتبه دوم، و مکان سوم را بعد از گندم و برنج، از نظر سطح زیر کشت دارد. همچنین به دلیل قدرت تطابق با شرایط اقلیمی مختلف، این گیاه جزو مهم ترین محصولات مناطق معتدله، معتدله گرم، نیمه گرمسیر و مرطوب به‌شمار می‌رود. ذرت متعلق به خانواده گندمیان (Poaceae) و دارای قابلیت تولید زیست توده به میزان زیاد و شاخص جذب بالا می‌باشد (۱۳).

در خاک‌های ایران بیشتر مسئله کمبود مس مطرح می‌باشد، در حالیکه در سال‌های اخیر به دلیل وجود کارخانه‌های صنعتی، بهره‌برداری از معادن و استفاده از فاضلاب‌های صنعتی و شهری، خطر آلودگی این عنصر در برخی مناطق رو به گسترش می‌باشد.

بدین ترتیب با توجه به این که توزیع فلزات سنگین در خاکدانه‌های مختلف خاک، شاخصی از پتانسیل قابلیت دسترسی آنها و بروز کمبود یا سمیت آنها در خاک می‌باشد و با توجه به گسترش آلودگی مس در خاک‌های مناطق اطراف شهر اصفهان، این تحقیق با هدف بررسی قابلیت استفاده مس در خاکدانه‌های با اندازه مختلف و مطالعه ارتباط بین میزان فلزات عصاره‌گیری شده توسط عصاره‌گیرهای مختلف در خاکدانه‌های با اندازه مختلف و شاخص‌های گیاه ذرت انجام شد.

مواد و روش‌ها

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها

در این تحقیق، ابتدا نمونه‌برداری از لایه ۰ تا ۱۵ سانتی‌متری ۵ خاک آلوده به فلزات سنگین در استان اصفهان انجام شد. نمونه‌های خاک به آزمایشگاه انتقال داده شد و پس از هوا خشک‌کردن و عبور از الک ۲ میلی‌متری به منظور انجام بررسی‌های آزمایشگاهی آماده شدند. بافت خاک به روش هیدرومتری (۸)، pH خاک در سوسپانسیون ۲:۱ آب به خاک (۲۹)، EC در عصاره ۲:۱ آب به خاک (۲۳)، کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون برگشتی (۱۲)، ظرفیت تبادل کاتیونی با استفاده از استات سدیم (۲۶) و مقدار ماده آلی به روش اکسیداسیون تر (۱۷) تعیین شد.

جداسازی خاکدانه‌ها

به منظور جداسازی خاکدانه‌ها نمونه‌های خاک هوا خشک از الک ۴ میلی‌متری عبور داده شدند. سپس خاکدانه‌های خاک به ۴ بخش ۴ تا ۲ (خاکدانه‌های درشت بزرگ)[1]، ۲ تا ۰/۲۵ (خاکدانه‌های درشت کوچک)[2]، ۰/۲۵ تا ۰/۰۵۳ (خاکدانه‌های ریز)[3] و کوچکتر از ۰/۰۵۳ میلی‌متر (بخش معدنی)[4] با استفاده از روش الک خشک تفکیک شدند (۱۴). مقدار خاکدانه‌های جداشده در هر بخش، وزن شده و توزیع اندازه ذرات خاکدانه در خاک‌های مورد مطالعه تعیین گردید.

تعیین مقدار مس در کل خاک و خاکدانه‌ها

مقدار کل مس با استفاده از اسید نیتریک ۴ نرمال (۲۵) در خاک و خاکدانه‌های کوچکتر از ۴ میلی‌متر، عصاره‌گیری شد. مقادیر مس قابل استفاده در خاک و خاکدانه‌های با اندازه مختلف با استفاده از عصاره‌گیرهای DTPA-TEA (۱۱)، مهلیچ ۱ (۱۵)، مهلیچ ۳ (۱۶) و کلرید کلسیم (۹) اندازه‌گیری شد (جدول ۱). سپس مقدار شاخص بارگذاری جرم (معادله ۱) در خاکدانه‌ها محاسبه شد.

1- Large macro-aggregate
2- Smal macro-aggregate
3- Micro-aggregate
4- Mineral fraction

$$\text{Mass Loading (ML)} = [(A_i \times B_i) / (\Sigma(A_i \times B_i)] \times 100 \quad (۱)$$

در این معادله، ML سهم هر اندازه خاکدانه در مقدار مس، A_i مقدار مس کل (میلی گرم بر کیلوگرم) در هر اندازه خاکدانه (i) و B_i درصد جرمی هر بخش می‌باشد.

جدول ۱- روش‌های مختلف عصاره‌گیری تعیین مقدار قابل استفاده مس در خاک‌های مورد مطالعه

Table 1– Extraction methods used to determine the amount of available Cu in studied soils

عصاره‌گیر Extractants	زمان تکان‌دادن Shaking time (min)	ترکیب عصاره‌گیر Extractants composition	نسبت خاک به عصاره‌گیر Soil/extractant ratio
DTPA-TEA	120	0.005 مولار DTPA +0.01 مولار $CaCl_2$+0.1 مولار TEA pH =7.3	1:2
Mehlich-1	5	0.05 نرمال HCl +0.025 نرمال H_2SO_4	1:4
Mehlich-3	5	0.015 مولار NH_4F+ 0.25 مولار NH_4NO_3+ 0.013 مولار HNO_3+ 0.2 مولار CH_3COOH+ 0.001 مولار EDTA	1:2
$CaCl_2$	120	0.01 مولار $CaCl_2$	1:10

کشت گلدانی

در این تحقیق کشت گیاه ذرت (*Zea mays var. single cross*) در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۵ خاک و ۳ تکرار انجام شد. در هر گلدان مقدار ۳ کیلوگرم خاک ریخته شد. عناصر غذایی لازم (۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم ازت، ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم فسفر و ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم پتاسیم) به خاک هر گلدان اضافه شده و رطوبت گلدان‌ها به حدود ظرفیت زراعی رسانده و سپس ۵ بذر در هر گلدان کاشته شده و پس از استقرار و سبز شدن کامل بذور در پایان هفته دوم، تعداد گیاهان به ۳ بوته کاهش یافت. در طول دوره رشد گیاه، رطوبت گلدان ها در حد ظرفیت مزرعه نگهداشته شد. بخش هوایی۶۰ روز پس از کاشت، برداشت شد. سپس، ریشه های گیاهان کشت شده از خاک گلدان‌ها جدا گردید. بخش هوایی و ریشه، پس از شستشو با آب مقطر، در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت خشک شد. ماده خشک گیاه حاصل از هر گلدان با آسیاب پودر شده و ۰/۵ گرم از آن در کوره با دمای ۵۵۰ درجه سانتی گراد خاکستر شده و سپس در ۵ میلی‌لیتر اسید کلریدریک ۲ نرمال حل گردید (۳). در نهایت غلظت مس در نمونه‌ها تعیین شد. وزن ماده خشک، غلظت مس در گیاه و جذب مس توسط گیاه (حاصلضرب وزن ماده خشک در غلظت مس در گیاه) به عنوان شاخص‌های گیاهی در این تحقیق در نظر گرفته شد. تجزیه و تحلیل آماری داده‌های جمع‌آوری شده با استفاده از تجزیه واریانس و مقایسه میانگین ها با آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد.

نتایج و بحث

برخی از ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه در جدول ۲ ارائه شده است. دامنه تغییرات درصد رس خاک‌ها از ۱۹ تا ۵۴ درصد، سیلت خاکها بین ۳۰ تا ۵۲ درصد و شن خاک‌های مورد بررسی بین ۱۱ تا ۳۶ درصد بود. بنابراین بافت خاک‌های مورد مطالعه بین کلاس های رسی و لوم شنی قرار دارد. حدود تغییرات پ- هاش خاک‌ها بین ۷/۱ تا ۸/۲ بود. خاک‌های مورد مطالعه از لحاظ شوری در محدوده غیر شور قرار داشتند. دامنه تغییرات گنجایش تبادل کاتیونی و ماده آلی خاک‌ها از ۱۹/۹۶ تا ۲۸/۸۷ سانتی مول بار در کیلو گرم خاک و ۰/۹۶ تا ۳/۳۳ درصد بود.

جدول ۲- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک های مورد مطالعه

Table 2- Selected physical and chemical properties of soils

شماره خاک Soil No	ماده آلی OM	کربنات کلسیم $CaCO_3$	رس Clay	سیلت Silt	pH	EC	CEC	مس کل Total Cu	روی کل Total Zn	سرب کل Total Pb
	%					$dS\ m^{-1}$	$cmol_c kg^{-1}$	$mg\ kg^{-1}$	$mg\ kg^{-1}$	$mg\ kg^{-1}$
S1	0.96	40	54	35	7.1	0.80	19.9	31	94	9.86
S2	1.94	38	29	43	8.2	0.53	20.6	66	146	44.53
S3	3.33	36	37	30	8.2	0.58	25.7	78	261	78.55
S4	3.33	40	27	38	8.2	0.53	28.9	218	393	146.90
S5	2.77	33	19	52	8.1	0.54	23.5	63	194	52.30

مقدار مس، روی و سرب کل در خاک‌های مورد مطالعه به ترتیب بین ۳۱ تا ۲۱۸، ۹۴ تا ۳۹۳ و ۱۰ تا ۱۴۷ میلی گرم بر کیلوگرم قرار داشت. مقایسه مقدار مس، روی و سرب کل خاک‌های مورد بررسی با استانداردهای سازمان سلامت جهانی (WHO) نشان داد که غلظت مس، روی و سرب در خاک‌های مورد مطالعه بالاتر از حد استاندارد این فلزات در خاک (به ترتیب ۳۰، ۹۰ و ۳۵ میلی گرم در کیلوگرم) بود (۲۸).

توزیع اندازه خاکدانه‌های مختلف در خاک‌های مورد مطالعه نشان داد درصد خاکدانه‌های ۲ تا ۴، ۰/۲۵تا ۲، ۰/۰۵ تا ۰/۲۵ و کوچکتر از ۰/۰۵ میلی‌متر به ترتیب بین ۱۸/۷ تا ۳۷/۴، ۵۰/۴ تا ۵۸/۱، ۱۰/۷ تا ۲۱/۲ و ۱/۱ تا ۴/۱ قرار داشتند (جدول ۳). در همه خاک‌ها خاکدانه‌های ۰/۲۵تا ۲ و ۲ تا ۴ میلی‌متر دارای بیشترین فراوانی بودند. این دو بخش به طور متوسط ۷۹/۴ درصد از خاک‌ها را به خود اختصاص دادند.

جدول ۳- توزیع اندازه خاکدانه ها در خاک های مختلف (٪)

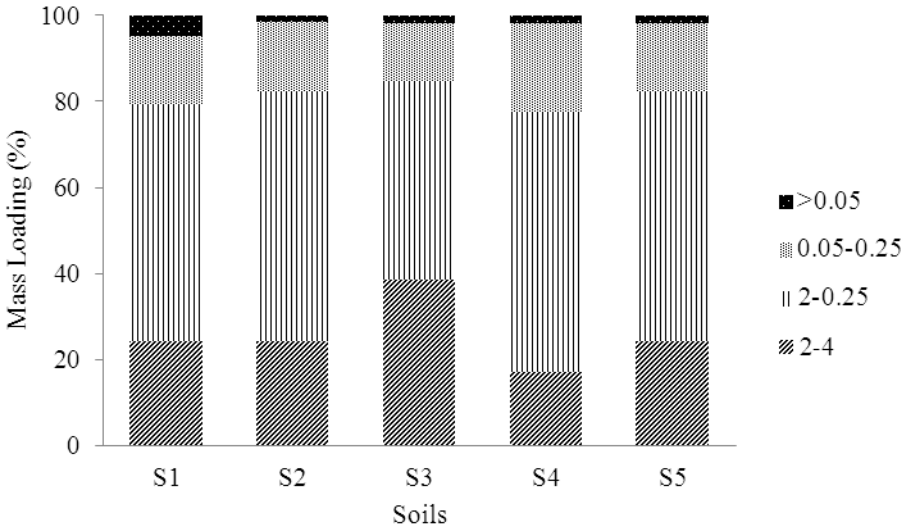
Table 3- Percentage of aggregate size fractions (%)

شماره خاک Soils	اندازه خاکدانه ها (mm) Soil aggregates size (%)			
	<0.05	0.05-0.25	0.25-2	2-4
S1	4.1	16.9	54.8	24.3
S2	1.1	13.1	53.9	31.8
S3	1.5	10.7	50.4	37.4
S4	2.1	21.2	58.1	18.7
S5	2.2	16.9	56.9	23.9

محاسبه شاخص بارگذاری جرم (ML) در خاکدانه‌های مختلف (شکل ۱) نشان داد خاکدانه‌های ۲ تا ۴، ۰/۲۵تا ۲، ۰/۰۵ تا ۰/۲۵ و کوچکتر از ۰/۰۵ میلی‌متر به ترتیب ۱۷/۱ تا ۳۸/۷، ۴۵/۷ تا ۶۰/۵، ۱۳/۹ تا ۲۰/۶ و ۱/۴ تا ۴/۶ درصد از مس کل خاک را به خود اختصاص دادند. با توجه به این‌که خاکدانه‌های ۰/۲۵تا ۲ میلی‌متر دارای بیشترین فراوانی در خاک‌های مورد مطالعه بودند سهم این خاکدانه‌ها در مس کل خاک بیشترین مقدار بود.

مقدار مس عصاره‌گیری شده با روش‌های مختلف شیمیایی در جدول ۴ نشان داده شده است. نتایج نشان داد دامنه تغییرات مس عصاره‌گیری شده با روش‌های H_2O، $CaCl_2$، مهلیچ ۱ و DTPA-TEA به ترتیب ۰/۱۲۸ تا ۰/۳۹۸ (میانگین ۰/۲۱۷)، ۰/۱۹ تا ۰/۵۳ (میانگین ۰/۳۶۴)، ۰/۱۴۴ تا ۰/۴۱۵ (میانگین ۰/۲۲۹)، ۰/۰۴ تا ۰/۴ (میانگین ۰/۱۸۱) و ۶/۶۳ تا ۶۱/۳۸ (میانگین ۲۵/۳۲) میلی گرم در کیلوگرم بود. مقایسه میانگین مقدار مس استخراج شده توسط عصاره‌گیرهای مختلف نشان داد به ترتیب روش‌های DTPA-TEA، $CaCl_2$، مهلیچ ۱ و آب مقطر بیشترین مقدار مس را استخراج کرده‌اند.

آلوارز و همکاران (۲) متفاوت بودن مقدار عنصر استخراج شده در یک خاک توسط عصاره‌گیرهای مختلف را به توانایی متفاوت این عصاره‌گیرها و مکانیسم آنها در استخراج فلز مربوط دانستند. توانایی کم دو عصاره‌گیر مهلیچ ۱ و $CaCl_2$ در خاک‌های آهکی توسط محققین مختلفی چون تاکدا و همکاران (۲۷) گزارش شده است.



شکل ۱- میانگین توزیع مس کل (٪) در خاکدانه‌های با اندازه مختلف (٪)

Fig 1- Mean distributions of total Cu (%) in different aggregate size fractions

به دلیل خنثی شدن اسید در خاک‌های آهکی، عصاره‌گیرهای اسیدی چون مهلیچ ۱ توانایی کمی در عصاره‌گیری فلزات از جمله مس دارا می‌باشند (۱۶). تاکدا و همکاران (۲۷) مشاهده کردند که کلرید کلسیم تنها قادر به استخراج شکل تبادلی عناصر بوده، لذا انتظار می‌رود این عصاره‌گیر در استخراج مس قابل استفاده از توانایی زیادی برخوردار نباشد. به دلیل وجود عامل کلات کننده دی اتیلن تری آمین پنتا استیک اسید (DTPA) در ترکیب عصاره‌گیر DTPA-TEA بیشترین مقدار مس توسط این عصاره‌گیر استخراج شد.

جدول ٤- مقدار مس قابل استفاده (میلی‌گرم بر کیلوگرم) عصاره‌گیری شده با استفاده از عصاره‌گیرهای مختلف در خاک و خاکدانه‌های با اندازه مختلف

Table 4- Amount of available Cu (mg kg^{-1}) extracted with different extraction methods in soil and different size aggregates

خاک Soil	<0.05	0.05-0.25	0.25-2	2-4	کل خاک Bulk Soil
			H_2O		
S1	0.209	0.182	0.218	0.151	0.220
S2	0.157	0.105	0.100	0.122	0.128
S3	0.220	0.182	0.144	0.099	0.142
S4	0.454	0.480	0.332	0.304	0.398
S5	0.250	0.142	0.110	0.122	0.196
mean	0.259a	0.218b	0.181c	0.159d	0.217b
			$CaCl_2$		
S1	0.69	0.59	0.49	0.43	0.53
S2	0.63	0.57	0.52	0.19	0.19
S3	0.25	0.26	0.19	0.24	0.25
S4	0.51	0.57	0.53	0.57	0.51
S5	0.35	0.30	0.23	0.40	0.34
mean	0.486a	0.456a	0.392ab	0.366b	0.364b
			Mehlich-1		
S1	0.220	0.225	0.236	0.162	0.230
S2	0.161	0.158	0.115	0.153	0.144
S3	0.241	0.216	0.157	0.071	0.168
S4	0.487	0.511	0.342	0.325	0.415
S5	0.256	0.142	0.166	0.141	0.248
mean	0.273a	0.250b	0.203c	0.173e	0.229d
			DTPA-TEA		
S1	9.19	7.44	6.43	6.79	6.63
S2	26.98	21.13	15.57	14.04	17.39
S3	29.53	24.91	20.72	20.12	22.22
S4	57.59	61.83	58.28	57.06	61.38
S5	22.60	18.28	18.79	17.70	18.98
mean	29.57a	26.72b	23.96d	23.14e	25.32c

اعداد با حروف مشترک در هر ردیف دارای اختلاف معنی‌دار (P<0.05) نمی‌باشند

Numbers followed by the same letter are not significantly differentns (P<0.05)

مقایسه میانگین مقدار مس عصاره‌گیری شده از خاکدانه‌های مختلف نشان داد، مقدار مس قابل استفاده در خاکدانه‌های کوچکتر از ۰/۰۵ میلی‌متر بیشترین مقدار و پس از آن خاکدانه‌های ۰/۰۵ تا ۰/۲۵، ۰/۲۵ تا ۲ و ۲ تا ۴ میلی‌متر قرار داشتند. وانگ و همکاران (۳۰) با مطالعه خاک‌هایی که برای مدت زمان زیادی تحت تاثیر قارچ‌کش‌های حاوی مس بودند نشان دادند مقدار مس قابل استفاده در خاکدانه‌های کوچکتر از ۰/۲۵ میلی‌متر بیشتر از خاکدانه‌های ۰/۲۵ تا ۱، ۱ تا ۲ و بزرگتر از ۲ میلی‌متر بود. آکاستا و همکاران (۱) توانایی خاکدانه‌های با اندازه‌های مختلف در جذب و آزادشدن عناصر مختلف را به تفاوت در خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاکدانه‌ها نسبت دادند. خاکدانه‌های ریز خاک به دلیل سطح ویژه بیشتر و مقدار کانی‌های رسی، ماده‌آلی و اکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز بیشتر، توانایی زیادی در جذب و رهاسازی فلزات سنگین دارند.

شاخص‌های گیاه ذرت در خاک‌های مورد مطالعه در جدول ۵ نشان داده شده است. نتایج نشان داد، وزن خشک اندام هوایی و ریشه گیاهان ذرت رشد یافته در خاک‌های مورد مطالعه به ترتیب بین ۲۲/۱۷ تا ۳۴/۲۸ و ۸/۶۸ و ۱۲/۸۱ گرم بر گلدان قرار داشت. بیشترین و کمترین عملکرد بخش هوایی و ریشه گیاهان به‌ترتیب

مربوط به ذرت کشت شده در خاک ۲ و ۴ بود. دامنه غلظت مس به ترتیب در بخش هوایی و ریشه گیاهان ذرت بین ۶/۲۷ تا ۱۰/۲۷ و ۹/۸۲ تا ۱۳۰/۰۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم قرار داشت. غلظت مس به ترتیب در گیاهان رشد یافته در خاک‌های ۴ و ۱ بیشترین و کمترین مقدار بود. مقدار مس جذب شده توسط ذرت کشت شده در خاک‌های مختلف در بخش هوایی تفاوت چندانی نداشت اما مقدار جذب توسط ریشه در خاک‌های مختلف دارای اختلاف زیادی بود. مقدار جذب از خاک ۱ و ۴ به ترتیب کمترین و بیشترین مقدار بود. خاک ۴ با بیشترین مقدار مس کل و قابل استفاده عصاره‌گیری شده با روش‌های مختلف (جدول ۴) دارای بیشترین مقدار جذب مس بود، در حالیکه گیاهان کشت شده در خاک ۱ که مقدار مس قابل استفاده و کل در آن کمترین مقدار بود (جدول ۴)، کمترین مقدار مس را جذب کردند. این نتایج به وسیله یون و همکاران (۳۲) نیز تایید شد. آنها نشان دادند غلظت روی در اندام هوایی و غلظت مس در ریشه های ۱۷ گونه گیاهی رشد یافته در خاک‌های آلوده کالیفرنیا به ترتیب با مقدار روی و مس قابل استفاده و کل خاک همبسته بود.

بالاتر بودن نسبت غلظت مس در ریشه به کل مس در گیاه ذرت نشان می‌دهد، بخش اعظم مس در ریشه‌ها نگه داشته شده و به اندام هوایی منتقل نشده است. بنابراین می توان گفت سازوکار گیاه ذرت در مواجه با غلظت بالای مس، تحمل سمیت مس و دور نگداشتن این عنصر از اندام هوایی بوده است (۱۰).

جدول ۵- شاخص‌های گیاه ذرت رشد یافته بر روی خاک‌های مورد مطالعه

Table 5- Corn indices grown in studied soils

خاک Soil	ریشه (Root)			اندام هوایی (Shoot)		
	جذب مس Cu uptake (mg pot^{-1})	غلظت مس Cu oncentration (mg kg^{-1})	وزن خشک Dry weight (g pot^{-1})	جذب مس Cu uptake (mg pot^{-1})	غلظت مس Cu concentration (mg kg^{-1})	وزن خشک Dry weight (g pot^{-1})
S1	0.11^{d}	9.82^{e}	10.71^{ab}	0.23^{a}	9.53^{ab}	24.11b^{c}
S2	0.47^{b}	36.89^{b}	12.81^{a}	0.22^{a}	6.52^{c}	34.28^{a}
S3	0.26^{c}	22.61^{c}	11.39^{a}	0.24^{a}	8.37^{b}	28.35^{b}
S4	1.13^{a}	130.08^{a}	8.68^{b}	0.23^{a}	10.27^{a}	22.17^{c}
S5	0.25^{c}	21.83^{d}	11.27^{a}	0.18^{b}	6.27^{c}	28.23^{b}

حروف متفاوت در هر ردیف دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشند ($p<0.05$)

Different letters in each row are significantly different ($P<0.05$)

ضریب همبستگی بین مقادیر مس قابل استفاده عصاره‌گیری شده با استفاده از عصاره‌گیرهای مختلف در خاک و خاکدانه‌های مختلف و شاخص گیاه ذرت در جدول ۶ نشان داده شده است. نتایج همبستگی بین شاخص‌های بخش هوایی گیاهان و مقدار مس قابل استفاده نشان داد در خاک‌های مورد مطالعه و خاکدانه‌های ۲ تا ۴ میلی‌متر تنها بین مقدار مس عصاره‌گیری شده با $CaCl_2$ و وزن خشک اندام هوایی ذرت همبستگی منفی و معنی‌داری وجود داشت. در خاکدانه‌های ۰/۲۵ تا ۲ میلی‌متر بالاترین همبستگی مربوط به مس عصاره‌گیری شده با روش مهلیچ ۱ و وزن خشک ذرت و مس عصاره‌گیری شده با آب مقطر و غلظت مس در ذرت بود.

در بخش ریشه گیاهان، وزن خشک ریشه و مس عصاره‌گیری شده با روش مهلیچ ۱ در خاکدانه‌های ۰/۲۵ تا ۲ میلی‌متر دارای بالاترین همبستگی بودند. به‌طوری‌که با افزایش مقدار مس عصاره‌گیری شده وزن خشک ریشه کاهش یافت. شاخص‌های غلظت مس و جذب مس توسط ریشه گیاه دارای بالاترین همبستگی با مس عصاره‌گیری شده با روش DTPA-TEA در کل خاک و اندازه‌های مختلف خاکدانه بودند.

مقایسه ضرایب همبستگی مس قابل استفاده خاکدانه‌های با اندازه مختلف و شاخص‌های ذرت نشان داد، بالاترین همبستگی مربوط به مقدار مس قابل استفاده خاکدانه‌های ۰/۰۵ تا ۰/۲۵ میلی‌متر و شاخص‌های گیاهی بود. بنابراین سهم این خاکدانه‌ها در تأمین مس قابل استفاده گیاه ذرت بیشتر بوده است. فان و همکاران (۶) در خاک‌های غیرآلوده نشان دادند همبستگی بین مس عصاره‌گیری شده از خاکدانه‌های ریز (۰/۰۵ تا ۰/۲۵ میلی‌متر) و مقدار مس در اندام هوایی ذرت بیشتر از خاکدانه‌های درشت بزرگ (بزرگتر از ۲ میلی‌متر)، درشت کوچک (۰/۲۵ تا ۲ میلی‌متر) و بخش سیلت + رس (کوچکتر از ۰/۰۵ میلی‌متر) بود.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج این پژوهش نشان داد در خاک‌های مورد مطالعه خاکدانه‌های ۰/۲۵تا ۲ میلی‌متر دارای بیشترین فراوانی بودند و سهم این خاکدانه‌ها در مس کل خاک بیشترین مقدار بود. بالاترین همبستگی بین مس عصاره گیری شده با روش DTPA-TEA و شاخص‌های گیاه ذرت وجود داشت. به این ترتیب این عصاره‌گیر

می‌تواند در خاک‌های آلوده مورد استفاده قرار گیرد.

جدول ٦- ضرایب همبستگی بین مقدار مس عصاره‌گیری شده با روش‌های مختلف و شاخص‌های گیاه ذرت

Table 6- Correlations between the amounts of Cu extracted with different methods and corn indices

		ریشه Root			اندام هوایی Shoot		
عصاره گیر Extractant	اندازه خاکدانه aggregate-size	وزن خشک Dry weight	غلظت Concentration	جذب Uptake	وزن خشک Dry weight	غلظت Concentration	جذب Uptake
DTPA-TEA	<0.05	-0.63	0.95**	0.93*	-0.32	0.39	0.17
Mehlich-1		-0.93*	0.85	0.71	-0.75	0.66	0.093
H_2O		-0.93*	0.85	0.72	-0.74	0.63	0.005
$CaCl_2$		0.015	0.08	0.11	-0.041	0.22	0.26
DTPA-TEA	0.05-0.25	-0.71	0.97**	0.91*	-0.43	0.49	0.20
Mehlich-1		-0.89*	0.88*	0.77	-0.72	0.80	0.39
H_2O		-0.93*	0.88*	0.75	-0.76	0.77	0.28
$CaCl_2$		-0.22	0.39	0.41	-0.18	0.42	0.39
DTPA-TEA	0.25-2	-0.77	0.95**	0.88*	-0.50	0.50	0.12
Mehlich-1		-0.97**	0.70	0.52	-0.91*	0.85*	0.24
H_2O		-0.93*	0.72	0.56	-0.86*	0.91*	0.41
$CaCl_2$		-0.23	0.50	0.52	-0.15	0.40	0.38
DTPA-TEA	2-4	-0.79	0.95**	0.87*	-0.52	0.52	0.14
Mehlich-1		-0.77	0.85	0.80	-0.58	0.53	0.02
H_2O		-0.77	0.90*	0.80	-0.69	0.70	0.20
$CaCl_2$		-0.92**	0.55	0.36	-0.90*	0.65	-0.10
DTPA-TEA	Bulk soil	-0.76	0.96**	0.89**	-0.48	0.50	0.14
Mehlich-1		-0.94**	0.72	0.56	-0.83	0.62	-0.09
H_2O		-0.95**	0.81	0.66	-0.82	0.72	0.09
$CaCl_2$		-0.82	0.29	0.10	0.11	0.77	0.11

**: معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد، *: معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد

** Significant at the 1% level, * significant at the 5% level

همچنین بالاترین همبستگی بین مقدار مس قابل استفاده خاکدانه‌های ۰/۰۵ تا ۰/۲۵ میلی‌متر و شاخص‌های گیاهی وجود داشت. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت خاکدانه‌های ۰/۰۵ تا ۰/۲۵ میلی‌متر سهم بالاتری در تأمین مس قابل استفاده گیاه ذرت داشته‌اند. در ادامه این پژوهش مطالعه جزءبندی مس در خاکدانه‌های مختلف می‌تواند در تفسیر نتایج این تحقیق مفید باشد.

منابع

1- Acosta J.A., Martinez-Martinez S., Faz A., and Arocena J. 2011. Accumulations of major and trace elements in particle size fractions of soils on eight different parent materials. Geoderma, 161:30–42.

2- Alvarez J.M., Lopez-Valdivia L.M., Novillo J., Obrador A. and Rico M.I. 2006. Comparison of EDTA and sequential extraction tests for phytoavailability prediction of manganese and zinc in agricultural alkaline soils. Geoderma, 132: 450- 463.

3- Campbell C.R. and Plank C.O. 1998. Preparation of plant tissue for laboratory analysis. p. 37-50. In: Y.P Kalra (ed.) Handbook of Reference Methods for Plant Analysis. CRC Press, Taylor & Francis Group.

4- Ding Zh., Wang Q. and Hu X. 2011. Fractionation of Zn and Pb in bulk soil and size fractions of water-stable micro-aggregates of lead/zinc tailing soil under simulated acid rain. Procedia Environmental Sciences, 10: 325 – 330.

5- Ding Zh., Wang Q. and Hu X. 2013. Extraction of heavy metals from water-stable soil aggregates using EDTA. Procedia Environmental Sciences, 18: 679 – 685.

6- Fan J., Ding W., Chen Z. and Ziadi N. 2012. Thirty-year amendment of horse manure and chemical fertilizer on the availability of micronutrients at the aggregate scale in black soil. Environmental Science and Pollution Research, 19:2745 – 2754.

7- Fernandes J.C. and Henriques F.S. 1991. Biochemical, physiological and structural effects of excess copper in

plants. The Bot. Rev. 57(3): 246-273.
8- Gee G.W. and Bauder J.W. 1986. Particle size analysis. In: Klute A. (ed.), Methods of Soil Analysis. Part 1. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
9- Hoyt P.B. and Nyborg M. 1971. Toxic metals in acid soil: 2. Estimation of plant available manganese. Soil Science Society of America Journal, 35:241-244.
10- Lexmond T.M. and Vorm P.D.f. 1981. The effect of pH on copper toxicity to hydroponically grown maize. Netherlands Journal of Agricultural Science. 29:217-238.
11- 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.
12- Loeppert R.H. and Suarez D.L. 1996. Carbonate and gypsum. p. 437-474. In: D.L. Sparks. Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison.
13- Luo C., Shen Z. and Li X. 2005. Enhanced phytoextraction of Cu, Pb, Zn and Cd with EDTA and EDDS. Chemosphere, 59: 1-11.
14- Márquez C.O., Garcia V.J., Cambardella C.A., Schultz R.C. and Isenhart T.M. 2004. Aggregate size-stability distribution and soil stability. Soil Science Society of America Journal, 68:725-726.
15- Mehlich A. 1953. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH_4. North Carolina Soil Testing Div. Mimeo, Raleigh.
16- Mehlich A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 15: 1409-1416.
17- Nelson D.W. and Sommers L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. p. 539–579. In A.L. Page et al. (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
18- Nicholson F.A., Smith S.R., Alloway. B.J., Carlton-Smith C. and Chanbers B.J. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and wales. Science of The Total Environment, 311:205-219.
19- Nriagu J.O., and Pacyna J.M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature, 333:134-39.
20- Qian J., Shan X.Q., Wang Z.J. and Tu Q. 1996. Distribution and plant availability of heavy metals in different particle-size fractions of soil. Science of the Total Environment, 187:131- 141.
21- Quenea K., Lamy I., Winterton P., Bermond A. and Dumat C. 2009. Interactions between metals and soil organic matter in various particle size fractions of soil contaminated with waste water. Geoderma, 149:217 – 223.
22- Rengaraj S. and Moon S.H. 2002. Kinetics of adsorption of Co (II) removal from water and wastewater by ion exchange resins. Water research, 36:1783-93.
23- Rhoades J.D. 1996. Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. p. 417-435. In: D.L. Sparks (ed.), Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison.
24- Skaggs T.H., Arya L.M., Shouse P.J. and Mohanty B.P. 2001. Estimating particle size distribution from limited soil texture data. Soil Science Society of American Journal, 65: 1038-1044.
25- Sposito G.L., Lund J. and Chang A.C. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases.Soil Science Society of America Journal, 46:260-265.
26- Sumner M.E., and Miller P.M. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficient. In: D.L. Sparks (ed.), Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison.
27- Takeda A., Tsukada H., Takaku Y., Hisamatsu S., Inaba J. and Nanzyo M. 2006. Extractability of major and trace elements from agricultural soils using chemical extraction methods: application for phytoavailability assessment. Soil Science and Plant Nutrition, 52 (4), 406–417.
28- Tembo B.D., Sichilongo K. and Cernak J. 2006. Distribution of copper, lead, cadmium and zinc concentrations in soils around Kabwe town in Zambia. Chemosphere, 63: 497–501.
29- Thomas G.W. 1996. Soil pH and soil acidity. p. 475-490. In: D.L. Sparks (ed.), Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison.
30- Wang Q. Y., Liu J., Wang Y. and Yu H. 2015. Accumulations of copper in apple orchard soils: distribution and availability in soil aggregate fractions. Journal of Soils Sediments, 15:1075–1082.
31- Wilcke W. and Kaupenjohann M. 1997. Differences in concentrations and fractions of aluminium and heavy metals between aggregate interior and exterior. Soil Science, 162: 323.
32- Yoon J., Cao X., Zhou Q. and Lena Q.M. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florid a site. Science of the Total Environment, 368:456–464.
33- Zhang M.K., He Z.L., Calvert D.V., Stoffella P.J., Yang X.E. and Li Y.C. 2003. Phosphorus and heavy metal attachment and release in sandy soil aggregate fractions. Soil Science Society of America Journal, 67:1158–1167.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 192-201

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۰۱-۱۹۲

The Effect of Aggregate-Size Fractions on the Availability of Cu in Some Contaminated Soils with Heavy Metals

A. Farshadirad[1*]- A. R. Hosseinpur[2]- Sh. Ghorbani[3]- H. R. Motaghian[4]

Received: 07-11-2015
Accepted: 28-02-2016

Introduction: In recent years, because of the presence of industrial factories around the Isfahan province of Iran and high concentrations of heavy metals in the vicinity of them, and the gradual accumulation of heavy metals from various sources of pollution in urban areas over time, including gasoline combustion, and use of urban waste compost and sewage sludge as fertilizer, there has been widespread concerned regarding the human health problems with increasing heavy metals in soils around the Isfahan city. The variation of composition in the soil matrix may lead to variation of composition and behavior of soil heavy metals. Soil is a heterogeneous body of materials and soil components are obviously in interaction. Studies tacking this complexity often use aggregate measurements as surrogates of the complex soil matrix. So, it is important the understanding soil particle-size distribution of aggregates and its effects on heavy metal partitioning among the size fractions, the fate of metals and their toxicity potential in the soil environment. Therefore, the present study aimed to determine the Cu release potential from different size fractions of different polluted soils by different extractants and their availability for corn plant.

Materials and Methods: Five soil samples were collected from the surface soils (0–15 cm) of Isfahan province, in central of Iran. The soil samples were air-dried and ground to pass a 2-mm sieve for laboratory analysis. Air dried samples fractionated into four different aggregate size fractions 2.0–4.0 (large macro-aggregate), 0.25–2 (small macro-aggregate), 0.05–0.25 (micro-aggregate), and <0.05 mm (mineral fraction) by dry sieving. The available Cu in soils and aggregates was extracted with DTPA-TEA, Mehlich-1, 0.01 M $CaCl_2$ and distilled water. In a pot experiment, 3 kg of air-dried soil transferred into a plastic pot. Five germinated seeds (*Zea mays L.*) planted at a depth of 0.5 cm in the soil in each pot, which was fertilized with 100 mg N kg^{-1}, 100 mg P kg^{-1}, and 100 mg K kg^{-1}, in a greenhouse. After 1 week, the seedlings were thinned to 3 per pot. This experiment was performed for all 5 soils in triplicate in a completely randomized design. Sixty days after the seedling thinning, the plant shoots were cut at the soil surface and soils were sieved to remove the roots. The roots and shoots were oven-dried at 70°C for 48h, weighed, and dried samples were finely ground for analysis.

Results and Discussion: The results showed that in the studied soils, the aggregate-size fraction was dominated by 0.25 to 2 mm and these aggregates had the highest contribution in total Cu of soils. There were remarkable differences in extracted available Cu from soil and various aggregate-size fractions. The DTPA-TEA was the most aggressive extractant for removing Cu from the soil, and the amount of extracted Cu decreased in the following order Mehlich-1, $CaCl_2$ and H_2O. The distribution of Cu in the aggregate-size fractions showed that there were significant differences in the extractable Cu with different extraction methods in each fraction and Cu were not homogeneously distributed over the various aggregate-size fractions, suggesting that aggregate size have a significant influence on the partitioning of Cu. Available Cu was highest in the <0.05 mm fraction, followed by the 0.05 to 0.25, 0.25 to 2 and 2 to 4 mm fractions. The greatest shoot and root Cu uptake were observed in S4 with the highest concentration in bulk soil, indicating that the increase in Cu uptake by corn was mainly attributable to the increase in extractable Cu in soil. The higher Cu concentrations observed in the roots (compared with the shoots) revealed the restriction of Cu to this part of the plant. This plant defense mechanism coincidentally generally restricts the transmission of heavy metals to the edible parts of plants. The bioavailability of Cu in soils and aggregates to corn was evaluated by correlation studies showed that the available Cu in 0.05 to 0.25 mm aggregate fractions and plant indices had the highest correlation. Therefore, 0.05 to 0.25 mm aggregate fractions had a higher contribution in supplying Cu for corn.

Conclusion: The investigated soils located in Isfahan province because of the presence of industrial factories and use of waste compost and sewage sludge and gasoline combustion are highly polluted with Cu. Aggregate-

1, 2, 3 and 4- PhD Student, Professors and Assistant Professor of Soil Science Department, Shahrekord University, Respectively
(* - Correspoinding Author Email: Farshadirad@gmail.com)

size in studied soils, were dominated by the 0.25 to 2 and 2 to 4 mm size fractions and large proportions of total Cu were attached to 0.25 to 2 fraction. Cu concentration in corn shoots and roots were significantly correlated with DTPA-TEA extractable Cu in micro-aggregates (0.05 to 0.25 mm). Therefore, the results of this research showed that micro-aggregates had an important role in supplying Cu.

Keywords: Aggregates-Size Fraction, Available Cu, Chemical extractants, Corn

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 202-215

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۱۵-۲۰۲

نقش جهت شیب بر پراکنش مکانی برخی از ویژگی‌های خاک و ویژگی‌های کمی، کیفی و رویشی هلو در منطقه سامان شهرکرد

نرگس کیوانی[1*] – محمدحسن صالحی[2] – جهانگرد محمدی[3] – عبدالرحمان محمدخانی[4]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۸/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۱/۲۳

چکیده

به منظور ارزیابی اثر جهت شیب بر پراکنش مکانی برخی از ویژگی‌های خاک و ویژگی‌های هلو در منطقه سامان شهرکرد، در دو جهت شیب شرقی و غربی، از عمق‌های ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری، در مجموع، ۱۳۶ نمونه خاک برداشت گردید. نمونه‌برداری از درختان هلو بصورت ترکیبی از دو درختی که فاصله کمتری با نمونه‌های خاک داشتند، انجام شد. نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که خاک شیب شرقی، درصد رس، سیلت، کربن‌آلی، پتاسیم، فسفر و آهن قابل‌جذب بیشتری نسبت به شیب غربی دارد و کیفیت بهتر خاک باعث افزایش معنی‌دار عملکرد (کمیت) درختان شیب شرقی نسبت به شیب غربی شده است، در حالی که کیفیت هلو در شیب غربی بهتر بود که می‌تواند ناشی از سایر عوامل، بویژه عوامل اقلیمی باشد. براساس نتایج حاصل از برازش مدل‌های استاندارد بر تغییرنماهای تجربی، تمامی متغیرها بجز pH افق عمقی دارای ساختار مکانی بودند. توزیع مکانی میزان عملکرد و تعداد میوه الگوی تقریبا مشابهی با درصد ذرات رس و کربن‌آلی، پتاسیم، فسفر و آهن قابل‌جذب در هر دو عمق مورد مطالعه نشان داد و همچنین پراکنش مکانی طول و قطر شاخه‌ی سال جاری با پراکنش مکانی درصد ذرات رس و پتاسیم قابل‌جذب خاک مشابهت داشت. نتایج فوق نشان‌دهنده‌ی تاثیر قابل‌توجه ویژگی‌های خاکی بویژه درصد ذرات رس و پتاسیم قابل‌جذب بر ویژگی‌های عملکردی و رویشی هلو می‌باشد. مطالعه‌ی تاثیر مصرف کودهای NPK و آهن بر ویژگی‌های کمی، کیفی و رویشی هلو در باغات منطقه به منظور روشن شدن تاثیر این عناصر و همچنین مطالعه‌ای در رابطه با تاثیر عوامل اقلیمی بر ویژگی‌های کیفی هلو پیشنهاد می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: شیب شرقی، شیب غربی، کمیت و کیفیت هلو، ساختار مکانی

مقدمه

خاک تحت‌تاثیر پنج عامل خاک‌سازی موادمادری، توپوگرافی، اقلیم، زمان و موجودات زنده تکامل می‌یابد. تفاوت‌ها در عوامل تشکیل‌دهنده‌ی خاک، باعث ایجاد تفاوت در ویژگی‌های خاک تشکیل شده می‌شود، که می‌توانند بر تولید گیاه موثر باشند. توپوگرافی از طریق تغییر در الگوی بارندگی، درجه حرارت، تابش خورشیدی و رطوبت نسبی بر خرداقلیم‌های محلی و منطقه‌ای موثر است (۲۲). شارما و همکاران (۱۷) بیان داشتند که ارتفاع و جهت شیب نقش کلیدی در تعیین رژیم حرارتی هر محیط بازی می‌کند، به گونه‌ای که جهت شیب به عنوان عامل موثر و قابل‌توجه‌ای در تولید اختلاف در مشخصات محیطی در نظر گرفته می‌شود (۳). همچنین، جهت‌های شیب یکی از عوامل مهم توپوگرافی محسوب می‌شود که بر خرداقلیم‌های محلی عمدتا از طریق مقدار تابش خورشیدی دریافت شده موثر هستند. مقدار تابش بر دمای آب و خاک و میزان آب قابل دسترس حاکم هستند (۱۵). فهم کامل روابط متقابل ویژگی‌های توپوگرافی مانند جهت و موقعیت لنداسکیپ، ویژگی‌های خاک و جوامع گیاهی جهت انتخاب شیوه‌ی صحیح مدیریت منابع خاکی الزامی است (۲۲). توپوگرافی علاوه بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی و کانی‌شناسی خاک، شاخص تولید خاک را نیز تحت‌تاثیر قرار می‌دهد، که شاخص تولید خاک و در پی آن حاصلخیزی و ویژگی‌های دیگر آن روی رشد و نمو و باردهی محصول اثر می‌گذارد. جهت شیب، به عنوان یکی از عوامل اصلی توپوگرافی، بهره‌وری غنای گونه‌ای و دینامیک عناصر غذایی را تحت تاثیر قرار می‌دهد.

تغییرپذیری ویژگی‌های خاک تحت‌تاثیر ویژگی‌های ذاتی (عوامل

۱، ۲ و ۳– دانشجوی فارغ‌التحصیل کارشناسی ارشد و استادان گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
(*–نویسنده‌ی مسئول: Email: n_keyvani1370@yahoo.com)
۴– دانشیار گروه علوم باغبانی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.50485

تشکیل دهنده‌ی خاک مانند موادمادری خاک) و ویژگی‌های غیرذاتی (مانند عملیات مدیریتی خاک، کوددهی، تناوب زراعی و فرسایش) قرار دارند (۲۱). پس می‌توان بیان داشت که خاک به عنوان جزئی از طبیعت هم دارای تغییرپذیری ذاتی است که در نتیجه‌ی بر هم‌کنش فاکتورهای تشکیل‌دهنده آن است و هم دارای تغییرپذیری غیر ذاتی است که حاصل مدیریت کشت و کار، استفاده از اراضی و فرسایش است (۱۹). به طور کلی، تغییرات مکانی ویژگی‌های خاک به این مفهوم است که دو نمونه‌ی نزدیک به هم بسیار شبیه‌تر از دو نمونه‌ای هستند که با فاصله‌ی زیادی از یکدیگر قرار گرفته‌اند (۱۲). آگاهی از چگونگی این تغییرات برای افزایش بهره‌وری، حفظ حاصل‌خیزی خاک و اعمال مدیریت مناسب ضروری و قابل تامل می‌باشد. سانترا و همکاران (۱۶) بیان داشتند که اطلاع از الگوی تغییرات مکانی ویژگی‌های خاک می‌تواند راه‌گشای بشر در انجام مدیریت صحیح و پیشرفته‌ی اراضی در راستای بهره‌برداری اصولی از خاک به عنوان یکی از منابع مهم انرژی می‌باشد. همچنین، بررسی رابطه بین عملکرد محصول و ویژگی‌های خاک برای شناسایی و تشخیص علل اساسی تغییرپذیری عملکرد و اجرای مدیریت صحیح مزارع مفید می‌باشد، در واقع ارزیابی عملیات مدیریت زراعی، شناخت تغییرات مکانی ویژگی‌های خاک و محصول و درک روابط متقابل آن‌ها ضروری به نظر می‌رسد.

کشور ما از نقطه نظر تولید محصولات باغی از ظرفیت بالایی برخوردار است. زاگرس مرکزی یکی از مناطق مهم کشور ما از نظر کشاورزی و منابع طبیعی است که بخش وسیعی از اراضی شیب‌دار این ناحیه که تحت مدیریت مرتع می‌باشد و دارای شیب‌های متفاوت و جهت‌های مختلفی است به باغات تبدیل گردیده است. هلو، یکی از محصولات مهم باغی در استان چهارمحال و بختیاری است. درختان هلو بطور معمول در گستره وسیعی از شرایط خاکی و آب و هوایی پرورش داده می‌شوند. بهترین عملکرد درختان هلو، در خاک با زهکشی خوب و اسیدیته بین ۶/۵-۶ به دست می‌آید. نیاز سرمایی ارقام مختلف هلو بسیار متغیر می‌باشد.

همان‌طور که بیان شد پستی و بلندی از جمله عوامل خاک‌ساز به شمار می‌رود که تفاوت در اجزا آن منجر به تفاوت در ویژگی‌های خاک می‌شود. ارتفاع و جهت شیب در تعیین رژیم حرارتی هر منطقه نقش کلیدی ایفا می‌کنند. این مطالعه به منظور بررسی تغییرات مکانی ویژگی های خاک تحت‌تاثیر جهت شیب و ارتباط این تغییرات با کمیت و کیفیت محصول هلو در منطقه سامان استان چهارمحال و بختیاری انجام شده است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه با وسعتی حدود ۱/۵ هکتار از باغات ۲۰۰ هکتاری شرکت باغ گستران واقع در شهرستان سامان استان چهارمحال و بختیاری بین عرض‌های جغرافیایی ″۳۵۰ ′۸۸ °۳۵ و ″۴۴۹ ′۸۸ °۳۵ شمالی و طول‌های جغرافیایی ″۴۸ ′۰۸ °۴۹ و ″۵۸ ′۱۰ °۴۹ شرقی قرار گرفته است (شکل ۱).

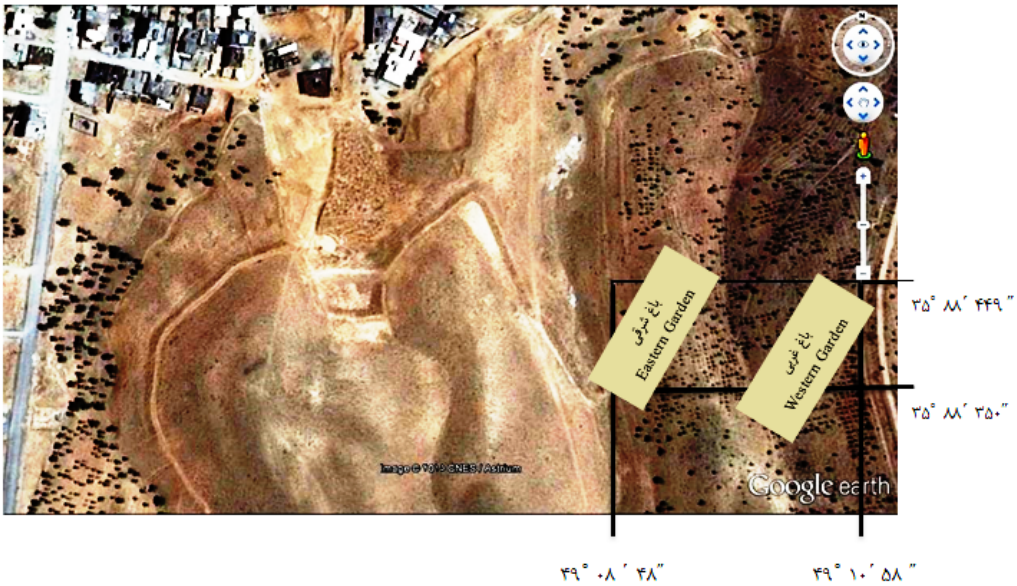
رژیم حرارتی و رطوبتی خاک منطقه به ترتیب، مزیک و زریک می‌باشد و ارتفاع متوسط منطقه از سطح دریا، تقریبا ۲۰۸۵ متر است. بر اساس آمار ۵۰ ساله‌ی (۱۳۳۴ تا ۱۳۸۴) مربوط به ایستگاه هواشناسی سینوپتیک شهرکرد، میانگین بارندگی سالانه‌ی منطقه، ۳۲۱/۵ میلی‌متر و میانگین دمای سالانه‌ی هوا، ۱۱/۸ درجه‌ی سلسیوس می‌باشد.

برای بررسی تغییرات ویژگی‌های خاک و عملکرد و کیفیت درختان هلو تحت‌تاثیر جهت شیب، در دو باغ مجاور هم (با فاصله‌ی تقریبی ۱۰ متر از یک‌دیگر) که در دو جهت شیب شرقی و غربی با مواد مادری مشابه قرار گرفته بودند، نمونه‌برداری خاک قبل از شروع رشد سالیانه درختان (فروردین‌ماه ۱۳۹۳) در ۶۸ نقطه به شکل تصادفی از دو عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری انجام شد و به‌طور کلی ۱۳۶ نمونه‌ی خاک، از منطقه برداشت گردید. جهت تعیین پارامترهای کمی و کیفی هلو، پس از تعیین نقاط نمونه‌برداری، دو درختی که فاصله کمتری با نقاط نمونه‌برداری شده داشتند، انتخاب شده و نمونه‌برداری بصورت ترکیبی و همزمان با برداشت تجاری محصول (شهریورماه ۱۳۹۳) انجام گردید. لازم به ذکر است که همه درختان، رقم کاردی و هم‌سن (۵ ساله) بودند و تحت سیستم آبیاری قطره‌ای قرار داشتند. کوددهی باغ‌ها در هر دو جهت شرقی و غربی در هر سال دوبار انجام می‌شود به نحوی که در ابتدای فصل پاییز کود دامی پوسیده و در اسفندماه کود NPK به خاک داده می‌شود.

مطالعات آزمایشگاهی در دو بخش انجام شده است:

الف: تعیین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها

نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه و هواخشک شدن، کوبیده شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند و با توجه به اهداف مطالعه، اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی شامل بافت به روش هیدرومتری (۷)، ویژگی‌های شیمیایی شامل کربن‌آلی به روش سوزاندن تر (۲۰)، درصد کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون برگشتی (۱۳)، فسفر قابل‌جذب به روش اولسن (۱۴) و پتاسیم قابل‌جذب به روش استات آمونیوم و با دستگاه فلیم فتومتر (۱۸) و غلظت آهن و روی به روش DTPA و با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل GBC (932 plus) (۹) انجام شد. pH نمونه‌ها در گل اشباع با pHمتر (۱۱) و هدایت‌الکتریکی در عصاره‌ی ۵ : ۱خاک به آب مقطر با ECمتر تعیین شد.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه
Figure1- Location of the study area

ب: تعیین ویژگی‌های کمی، کیفی و رویشی هلو

از شاخص‌های رویشی درختان، طول شاخه و قطر شاخه سال جاری، از شاخص‌های عملکرد، تعداد میوه‌های درختان، عملکرد کل یک درخت (وزن کل میوه‌های یک درخت) و میانگین وزن میوه‌ها، و از ویژگی‌های کیفی میوه‌ها، TSS (غلظت مواد جامد) با دستگاه رفراکتومتر و برحسب Brix، میزان اسید قابل‌تیتر به روش تیتراسیون با سود ۰/۱ نرمال و در مجاورت فنول فتالئین و بر حسب اسید مالیک، میزان عصاره (نسبت وزن عصاره به وزن میوه)، pHعصاره‌ی میوه با دستگاه pHمتر و استحکام بافت میوه با دستگاه پنترومتر اندازه‌گیری شد(۸).

پس از انجام آزمایش‌ها و محاسبه‌ی مقادیر ویژگی‌های خاک و میوه، نتایج مورد تجزیه و تحلیل‌های آماری و زمین‌آماری قرار گرفتند. نخست، نرمال بودن داده‌ها توسط آزمون شاپیرو مورد بررسی قرار گرفت. ضرایب همبستگی پیرسون، برای بررسی ارتباط ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک با ویژگی‌های کمی، کیفی و رویشی هلو محاسبه گردید. همچنین، مقایسه میانگین داده‌ها به روش آزمون t و در سطح اطمینان ۹۵ و ۹۹ درصد انجام شد. بدین منظور، نرم‌افزار آماری Statistica 6.0 مورد استفاده قرار گرفت. قبل از انجام تجزیه و تحلیل‌های زمین‌آماری، وضعیت ناهمسان‌گردی هر متغیر مورد بررسی قرار گرفت، برای این منظور از تغییرنمای رویه‌ای یا واریوگرام سطحی (Surface Variogram) استفاده شد. سپس آنالیز واریوگرافی انجام شد و بدین منظور بهترین مدل برازش داده شده یا واریوگرام تمام پارامترها توسط برنامه رایانه‌ایVARIOWIN 2.21محاسبه و ترسیم شد. پس از ترسیم واریوگرام و تعیین پارامترهای مدل برازش داده شده (شامل اثر قطعه‌ای، حدآستانه و دامنه‌ی تاثیر) می‌توان درجه‌ی وابستگی مکانی هر یک از ویژگی‌های موردنظر را از تقسیم واریانس اثر قطعه‌ای به واریانس کل (حدآستانه) ضرب در ۱۰۰ بدست آورد، سپس با توجه به این درجه وابستگی، کلاس وابستگی مکانی ویژگی موردنظر را تعیین نمود. با استفاده از نرم افزار GEOEAS مقادیر ویژگی‌های موردنظر در نقاط نمونه‌برداری نشده تخمین زده شد. سپس با استفاده از پارامترهای کنترل اعتبار کریجینگ و پارامترهای تغییرنما یا واریوگرام (اثر قطعه‌ای، حدآستانه و دامنه‌ی تاثیر) و با استفاده از نرم افزار SURFER 9، نقشه‌های کریجینگ و خطای هر متغیر تهیه شد. جهت تعیین میزان هم‌خوانی نقشه‌های کریجینگ هر یک از ویژگی‌های خاک و میوه، نقشه‌ها به صورت چشمی (Visual Interpretation) با یکدیگر مقایسه گردیدند.

نتایج و بحث

ویژگی‌های خاک و خصوصیات رشدی هلو

همان‌طور که مشاهده می‌شود، pH در افق‌های سطحی و عمقی هر دو جهت شرقی (به ترتیب با ۳/۶ و ۳/۴ درصد) و غربی (به ترتیب با ۳/۹ و ۲/۶ درصد)، دارای کمترین ضریب تغییرات می‌باشد (جدول

۱). گزارشات زیادی در رابطه با کمترین ضریب تغییرات برای pH در مقایسه با ویژگی‌های شیمیایی دیگر وجود دارد (۱ و ۱۶). فسفر قابل‌جذب در افق سطحی جهت شرقی با ۴۳/۷ درصد و آهن قابل‌جذب در افق عمقی جهت شرقی با ۴۵/۴ درصد و هر دو افق جهت غربی به ترتیب با ۱۳۱/۰۶ و ۱۲۶/۳ درصد دارای بیشترین ضریب تغییرات است (جدول ۱). در این زمینه، بوسان و همکاران (۴) از بین ویژگی‌های خاک بیشترین ضریب تغییرات را برای فسفر قابل‌جذب و صالحی و همکاران (۱۶) برای درصد ماده‌آلی گزارش کرده‌اند.

در هر دو جهت شیب از میان ویژگی‌های کمی، کیفی و رویشی هلو، استحکام بافت میوه به ترتیب با ۹۰/۹ و ۷۶/۶ درصد دارای بیشترین ضریب تغییرات و pH عصاره‌ی میوه به ترتیب با ۲/۹ و ۳/۴ درصد دارای کمترین ضریب تغییرات می‌باشد (جدول ۲). در این رابطه، افشار و همکاران (۱) بیشترین ضریب تغییرات را برای بیوماس کل گزارش کرده‌اند.

جدول ۱-ضریب تغییرات ویژگی‌های خاک دو عمق مورد مطالعه در دو جهت شیب شرقی و غربی

Table1- Coefficient of variation of soil properties depths of both eastern and western slopes

ضریب تغییرات (٪) Coefficient of variation	ویژگی‌های خاک Soil properties		pH	EC (dS/m)	K (mg/kg)	%$CaCO_3$	P (mg/kg)	%O.C	Fe (mg/kg)	Zn (mg/kg)	%Clay	%Sand	%Silt
	جهت شرقی Eastern aspect	0-30 cm	3.6	23.2	36.7	28.1	43.7	25.9	41.3	33.7	41.6	13.5	18.8
		30-60 cm	3.4	20.1	38.7	34.2	44.05	31.2	45.4	28.8	39.9	17.7	17.4
	جهت غربی Western aspect	0-30 cm	3.9	28.3	40.02	29.3	40.4	56.07	131.06	50.3	72.1	15.9	30.6
		30-60 cm	2.6	18.2	27.6	25.2	36.4	58.6	126.3	59.01	65.5	14.8	35.7

جدول ۲-ضریب تغییرات ویژگی‌های کمی، کیفی و رویشی هلو در دو جهت شیب شرقی و غربی

Table2-Coefficient of variation of qualitative, quantitative and vegetative properties of peach of both eastern and western slopes

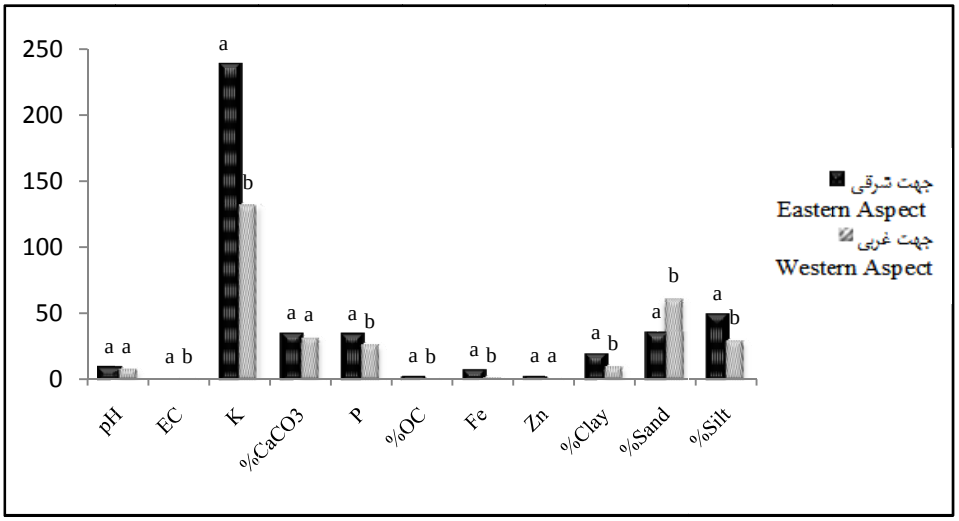
ضریب تغییرات (٪) Coefficient of variation	ویژگی‌های میوه Fruit properties	طول شاخه سال جاری (cm) Branch length in the current year	قطر شاخه سال جاری(cm) Branch diameter in the current year	تعداد میوه Number of fruits	TSS	وزن کل میوه درختان(kg) Total yield	میانگین وزن میوه (g) Average of fruit weight	استحکام بافت(kg) Tissue strength	pH	میزان اسید(٪) %Acid	میزان عصاره(٪) %Extract
	جهت شرقی Eastern aspect	21.1	18.6	26.9	10.5	37.5	19.1	90.9	2.9	15.7	16.08
	جهت غربی Western aspect	14.1	14.6	62.5	8.3	72.8	25.2	76.6	3.4	21.2	25.2

در مورد اجزا بافت خاک در دو افق سطحی و عمقی تفاوت معنی‌داری در سطح اطمینان ۹۹ درصد بین دو جهت شیب وجود دارد. مقدار شن خاک در شیب غربی نسبت به شیب شرقی و در مقابل مقدار سیلت و رس در شیب شرقی بطور معنی‌داری بیشتر بود (شکل‌های ۲ و ۳). بطور کلی می‌توان بیان داشت که جهت شرقی دارای بافت ریزتری نسبت به جهت غربی است، به گونه‌ای که بافت غالب در جهت شرقی لومی رسی سیلتی و در جهت غربی لومی شنی می‌باشد. میانگین هدایت الکتریکی، درصد کربن‌آلی، پتاسیم، آهن و فسفر قابل‌جذب در هر دو عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری بین جهات مختلف شیب اختلاف معنی‌داری نشان دادند (شکل‌های ۲ و ۳)، بطوری که تمامی این ویژگی‌ها در شیب شرقی نسبت به شیب غربی بیشتر بودند، پس می‌توان بیان داشت که جهت شرقی خاک‌های با کیفیت بالاتری دارند که می توانند عوامل عمده افزایش عملکرد در جهت شرقی باشند.

در بین جهت‌های شرقی و غربی، ویژگی‌های کمی، کیفی و رویشی هلو تفاوت‌های معنی‌داری را نشان دادند (شکل ۴). طول

شاخه سال جاری، تعداد میوه، عملکرد و pH عصاره‌ها در جهت شرقی و مواد جامد محلول، میزان اسید و استحکام بافت در جهت غربی بیشتر بودند. میانگین عملکرد در جهت شرقی ۸/۷۱ کیلوگرم بر هر درخت و بالاترین و پایین ترین حد عملکرد، به ترتیب، ۲۰/۳۹ و ۳/۱۹ کیلوگرم بر هر درخت است، در حالی که میانگین عملکرد در جهت غربی ۳/۴ و بالاترین و پایین‌ترین حد عملکرد، به ترتیب ۸/۵۲ و ۰/۲۱ کیلوگرم بر هر درخت بدست آمد.

بافت خاک و اجزا آن از جمله عوامل موثر بر عملکرد محصول می‌باشد، بطوری که در جهت شرقی با درصد بیشتر ذرات رس و سیلت و بافت لومی رسی سیلتی، عملکرد بیشتری بدست آمده است. این گونه مشاهدات را می‌توان به این صورت توجیه کرد که رس با دارا بودن بار الکتریکی منفی در سطح، سطح ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی بسیار بالا (۱۰۰ میلی‌اکی‌والان در صد گرم یا بیشتر) در جذب و نگه‌داری آب و عناصرغذایی نقش موثری ایفا می‌کند و شرایط را برای رشد بهتر گیاه مهیا می‌سازد.

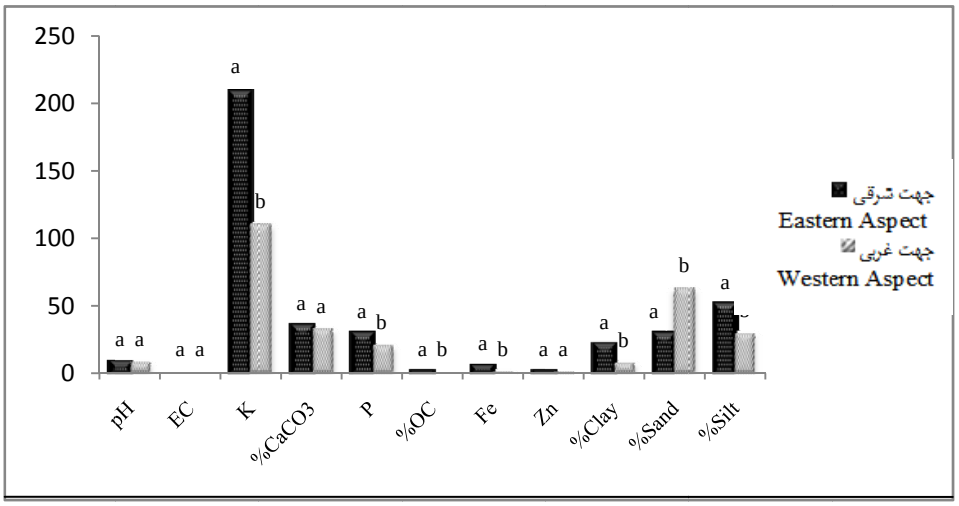


شکل ۲- مقایسه‌ی میانگین ویژگی‌های خاک سطحی در دو جهت شیب

Figure 2- Mean comparison of top soil properties in both aspects

حروف متفاوت لاتین نشان‌دهنده‌ی تفاوت معنی‌دار هر ویژگی در بین دو جهت می‌باشد (p<۰/۰۵)

Different letters indicate significant difference between two aspects(p<0.05)

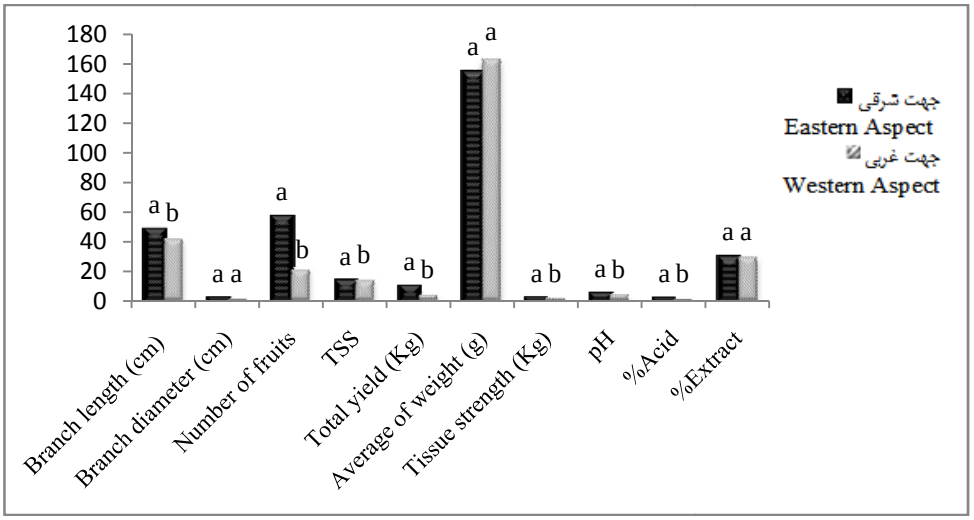


شکل ۳- مقایسه‌ی میانگین ویژگی‌های خاک عمقی در دو جهت شیب

Figure 3- Mean comparison of subsurface soil properties in both aspects

حروف متفاوت لاتین نشان‌دهنده‌ی تفاوت معنی‌دار هر ویژگی در بین دو جهت می‌باشد (p<۰/۰۵)

Different letters indicate significant difference between two aspects (p<0.05)



شکل ٤- مقایسه‌ی میانگین ویژگی‌های کمی، کیفی و رویشی هلو در دو جهت شیب

Figure 4- Mean comparison of qualitative, quantitative and vegetative properties of peach in both aspects

حروف متفاوت لاتین نشان‌دهنده‌ی تفاوت معنی‌دار هر ویژگی در بین دو جهت می‌باشد (p<۰/۰۵)

Different letters indicate significant difference between two aspects (p<0.05)

بررسی نتایج آماری نشان داد که میانگین درصد کربن‌آلی در جهت شرقی بیشتر می‌باشد و اختلاف مقدار کربن‌آلی دو عمق جهت‌های شرقی و غربی در سطح ۹۹ درصد معنی‌دار است (شکل‌های ۲ و ۳)، که می‌تواند به دلیل درصد بیشتر رس در جهت شرقی باشد. پتاسیم قابل‌جذب در شیب غربی بسیار کمتر از شیب شرقی بود و تفاوت بسیار معنی‌داری در سطح ۹۹ درصد در هر دو عمق نشان می‌دهد (شکل‌های ۲ و ۳). بافت خاک به وسیله تاثیرگذاشتن بر ظرفیت تبادل کاتیونی و تحرک پتاسیم در خاک‌رخ، قابلیت استفاده از آن را تحت‌تاثیر قرار می‌دهد. در جهت‌های شرقی همانند جهت‌های شمالی، هوادیدگی و تخریب کانی‌ها سریعتر اتفاق می‌افتد و منجر به آزادسازی عناصرغذایی از ساختمان کانی‌ها به درون خاک شود. در نتیجه ممکن است پتاسیم در اثر هوادیدگی کانی‌ها از فضای بین لایه‌ای کانی‌ها بویژه میکاها به محلول خاک آزاد شده باشد. در صورتی که میزان آزاد شدن پتاسیم بیش از مقدار جذب آن توسط گیاه باشد، مقدار پتاسیم قابل‌جذب خاک افزایش می‌یابد (۱۰). دالگرن و همکاران (۶) نیز عنوان نموده‌اند که جهت شیب با تاثیر بر خرداقلیم‌های منطقه‌ای و به تبع آن میزان هوادیدگی خاک‌ها بر بسیاری از ویژگی‌های خاک مانند نوع کانی‌های رسی و مقدار رس‌های مختلف تاثیر گذارند. پتاسیم، نقش مهمی در تنظیم آب و فعالیت آنزیم‌های موثر در فرآیندهای فتوسنتز داشته و درختانی که میزان پتاسیم بالاتری دارند، به صدمات ناشی از سرمای بهاره مقاوم‌تر هستند.

فسفر یکی از معمول‌ترین و اساسی‌ترین عناصر محدود کننده برای رشد گیاهان به حساب می‌آید. ویژگی‌های توپوگرافی به دلیل تاثیرشان بر رواناب، زهکشی، دمای خاک، فرسایش و فرآیندهای خاک‌سازی بر میزان فسفر قابل‌جذب خاک هم موثرند (۲۱). مقادیر بیشتر فسفر قابل‌دسترس هم مانند سایر ویژگی‌ها به طور معنی‌داری در جهت شرقی مشاهده شد (شکل‌های ۲ و۳)، که با نتایج یمیر و همکاران (۲۲) هم‌خوانی دارد. این مقادیر بیشتر فسفر قابل‌جذب در جهت شرقی را می‌توان به مقادیر بیشتر رس و ماده‌آلی و به تبع آن‌ها ظرفیت تبادل کاتیونی بیشتر خاک جهت شرقی نسبت داد. ویژگی دیگری از خاک که تفاوت معنی‌داری بین جهت‌های مختلف شیب از خود نشان داد، آهن قابل‌جذب است که تفاوت بسیار معنی‌داری بین جهت‌های شرقی و غربی از خود نشان داد، به گونه‌ای که میانگین آهن در عمق‌های سطحی و عمقی جهت شرقی به ترتیب ۵/۲۰ و ۴/۶۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در مقابل میانگین آهن در عمق‌های سطحی و عمقی جهت غربی ۰/۹۱ و ۰/۷۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. کم بودن مقادیر آهن قابل‌جذب در جهت غربی را می‌توان با توجه به مقادیر کمتر ماده‌آلی در این جهت نسبت به جهت شرقی توجیه کرد. با توجه به نتایج فوق، می‌توان گفت وجود مقادیر رس و کربن‌آلی بیشتر در شیب شرقی باعث شده است که عواملی نظیر عناصرغذایی و ظرفیت نگه‌داری آب و در نهایت، کیفیت و حاصل‌خیزی خاک تحت‌تاثیر قرار می‌گیرند، که این امر باید برای ارزیابی توان و مدیریت مورد توجه قرار گیرد. بنابراین انتظار می‌رود که عملکرد هلو شیب شرقی نسبت به شیب غربی بیشتر باشد.

همان‌طور که انتظار می‌رفت عملکرد درختان در جهت شیب شرقی بیشتر از شیب غربی است (شکل ۴). در واقع، وجود خاک بهتر در شیب شرقی و تامین بهتر آب و عناصرغذایی برای درختان و در کل شرایط مساعدتر باعث بیشتر شدن عملکرد در این جهت شده است. بنابراین، اگر چه بیان شده که هلو سازگاری زیادی با انواع

خاک‌ها دارد، ولی در جهت غربی وجود مقادیر بیشتر شن و عدم وجود بار منفی سطحی، قدرت نگه‌داشت آب و عناصرغذایی خاک کاهش یافته و در نتیجه از حاصل‌خیزی و باروری خاک می‌کاهد و تامین آب و عناصرغذایی عملکرد را بطور چشم‌گیری افزایش می‌دهد. طول شاخه‌ی سال جاری در جهت شرقی بطور معنی‌داری بیشتر است (شکل ۴). فسفر قابل‌جذب باعث افزایش رشد قسمت هوایی و ریشه می‌شود، که می‌توان رشد بیشتر شاخه‌های سال جاری در جهت شرقی را به مقادیر بیشتر فسفر در این جهت نسبت داد (شکل‌های ۲ و ۳). تعداد میوه‌های درختان نیز در جهت شرقی بیشتر بودند (شکل ۴) که این امر را نیز می‌توان با توجه به مقادیر بیشتر فسفر و آهن قابل‌جذب در جهت شرقی توجیه کرد، زیرا فسفر در ظهور شکوفه و جوانه‌های برگی و انتقال انرژی موثر است و در فعالیت‌های متابولیکی نقش دارد و بطور غیر مستقیم بر عملکرد تاثیرگذار است. آهن نیز از جمله عناصر ضروری برای رشد نهایی درختان محسوب می‌شود.

از میان شاخص‌های کیفی هلو تنها میزان اسید قابل‌تیتر در جهت شرقی کمتر از جهت غربی است (شکل ۴) و سایر ویژگی‌ها در جهت غربی مطلوب‌تر می‌باشند. کیفیت بالاتر میوه‌ها در جهت غربی را می‌توان ناشی از سایر عوامل اقلیمی دانست، چرا که کیفیت میوه‌ها تا حد زیادی به دمای خاک، رطوبت نسبی هوا، بارندگی، نور و عوامل خاکی وابسته هستند که امکان دارد در جهت غربی اثر عوامل اقلیمی نسبت به عوامل خاکی قوی‌تر بوده و باعث کیفیت بالاتر میوه‌ها شده باشد. وجود نور باعث بروز فعالیت‌های کلروفیل‌سازی در درختان می‌شود و همچنین نور به عنوان یک محرک رشد باعث افزایش فعالیت‌های فیزیکوشیمیایی در درختان می‌شود، پس می‌توان بیان داشت که شاید میوه‌های جهت غربی نور بیشتری نسبت به جهت شرقی دریافت می‌کنند.

براساس نتایج ضرایب همبستگی، همبستگی مثبت و معنی‌داری بین درصد ذرات رس افق عمقی جهت غربی با تعداد میوه و عملکرد درختان و همچنین همبستگی مثبت و معنی‌داری بین پتاسیم قابل‌جذب در افق عمقی جهت شرقی با طول شاخه‌ی سال جاری، تعداد میوه، عملکرد کل و میانگین وزن میوه‌ها وجود دارد. نتایج حاکی از تاثیر مفید و بهبود دهنده‌ی پتاسیم افق عمقی بر ویژگی‌های کمی و رویشی هلو می‌باشد. آلمالیتوس و همکاران (۲) نیز رابطه‌ی مثبت و معنی‌دار پتاسیم با عملکرد هلو را گزارش کردند. اثرات مفید پتاسیم در عملکرد محصولات باغی سالیان درازی است که شناخته شده است. پتاسیم در سنتز پروتئین و عملیات فتوسنتز در درختان میوه نیز دخالت دارد و باعث افزایش رشد و عملکرد و همچنین افزایش اندازهٔ میوه‌ها و بازار پسندی آن‌ها می‌شود.

نتایج زمین‌آماری

تشخیص ناهمسان‌گردی در مطالعات زمین‌آماری و میان‌یابی کریجینگ از اهمیت خاصی برخوردار است. با توجه به وجود تقارن تغییرنماهای رویه‌ای، تمامی متغیرها همسان‌گرد هستند. این واقعیت نمایان‌گر آن است که تغییرپذیری این متغیرها در جهات مختلف یکسان است. این موضوع نشان می‌دهد که تغییرات به فاصله‌ی بین نمونه‌ها بستگی داشته و بنابراین بیانگر این است که همسان‌گردی در داده‌ها در کل سطح منطقه مطالعه شده پایدار است. افشار و همکاران (۱) نیز همسان‌گردی ویژگی‌های خاک و محصول را گزارش نموده‌اند.

نتایج حاصل از برازش مدل‌های استاندارد به تغییرنماهای تجربی نشان داد که تمامی این متغیرها بجز pH افق عمقی، جزء مدل‌های سقف‌دار بودند و دارای ساختار مکانی می‌باشند.

از میان پارامترهای مورد بررسی، pH افق عمقی از مدل قطعه‌ای، درصد ذرات رس افق عمقی و کل مواد جامد محلول از مدل نمایی و سایر موارد از مدل کروی تبعیت کردند، پس می‌توان بیان داشت که مدل کروی بهترین برازش را بر تغییرات اکثر ویژگی‌های مورد بررسی داشته است. وجود مدل قطعه‌ای نشان‌دهنده‌ی عدم وابستگی مکانی ویژگی، تصادفی بودن تغییرات و استقلال متغیر است و در مقابل مدل‌های سقف‌دار نشان‌دهنده‌ی وجود ساختار مکانی برای ویژگی می‌باشند. وجود ساختار مکانی برای اکثر متغیرهای خاک و محصول در مقیاس مزرعه در تحقیقات متعددی گزارش شده و مدل‌های کروی و نمایی جهت تغییرپذیری خاک و محصول و تخمین به وسیله‌ی کریجینگ در مطالعات زیادی به کار گرفته شده است (۵ و ۲۰).

آنالیز تغییرنماها نشان می‌دهد که دامنه‌ی تاثیر ویژگی‌های مختلف دارای تغییرپذیری است. دامنه‌ی تاثیر تغییرنماها از حدود ۱۱ متر برای EC تا ۲۶ متر برای درصد ذرات شن خاک سطحی، ۹ متر برای EC تا ۳۰ متر برای درصد کربنات کلسیم معادل خاک عمقی و ۱۳ متر برای pH عصاره‌ی میوه تا ۴۶ متر برای کل مواد جامد محلول در نوسان می‌باشد. بدین ترتیب فاصله‌ای که پس از آن متغیر مورد مطالعه فاقد وابستگی مکانی است، برای درصد ذرات شن افق سطحی، درصد کربنات کلسیم معادل افق عمقی و کل مواد جامد محلول حداکثر می‌باشد. به‌طور کلی دامنه‌ی تاثیر فاصله‌ای است که در ماورای آن نمونه‌ها بر هم تاثیری نداشته و آن‌ها را می‌توان مستقل از یک‌دیگر محسوب نمود. چنین فاصله‌ای حد همبستگی ویژگی موردنظر را مشخص ساخته و اطلاعاتی در رابطه با حد مجاز فاصله نمونه‌برداری ارائه میدهد (۱۳).

جدول ۳- پارامترهای تغییرنماهای همه‌جهته ویژگی‌های خاک

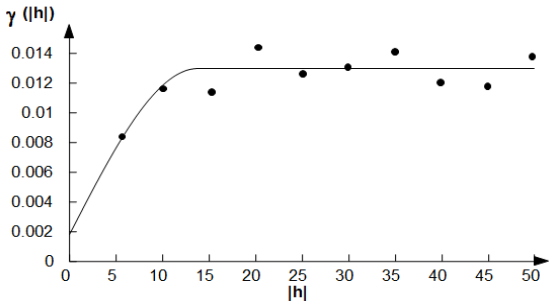
Table 3- Omnidirectional variograms parameters for soil properties

ویژگی‌های خاک Soil properties	عمق Depth	اثر قطعه‌ای Nugget	دامنه‌ی تاثیر (متر) Range (m)	حد آستانه Sill	مدل Model	درصد وابستگی مکانی % Spatial dependence	کلاس وابستگی مکانی Spatial dependence class
pH	0-30 cm	0.016	16.68	0.07	کرویSpherical	22.28	قویStrong
	30-60 cm				قطعه‌ایPure nugget		
EC(dS /m)	0-30 cm	0.00012	11.39	0.0028	کرویSpherical	4.11	قویStrong
هدایت‌الکتریکی	30-60 cm	0.00034	9.16	0.00148	کرویSpherical	22.97	قویStrong
K(mg/kg)	0-30 cm	448.92	11.723	4065.22	کرویSpherical	11.04	قویStrong
پتاسیم قابل‌جذب	30-60 cm	0	18.79	3657.78	کرویSpherical	0	قویStrong
%CaCO3	0-30 cm	0	21.245	72.47	کرویSpherical	0	قویStrong
درصد کربنات کلسیم	30-60 cm	0	29.83	100.885	کرویSpherical	0	قویStrong
P(mg/kg)	0-30 cm	14.8	14.7	173.16	کرویSpherical	8.55	قویStrong
فسفر قابل‌جذب	30-60 cm	11.2	14.3	108.34	کرویSpherical	10.34	قویStrong
%O.C	0-30 cm	0.0018	13.77	0.01	کرویSpherical	13.85	قویStrong
درصد کربن‌آلی	30-60 cm	0.0004	13.79	0.0159	کرویSpherical	2.52	قویStrong
Fe(mg/kg)	0-30 cm	0	15.73	3.34	کرویSpherical	0	قویStrong
آهن قابل‌جذب	30-60 cm	0	13.68	3.365	کرویSpherical	0	قویStrong
Zn(mg/kg)	0-30 cm	0.0009	24.68	0.02	کرویSpherical	4.11	قویStrong
روی قابل‌جذب	30-60 cm	0.0014	18.37	0.0204	کرویSpherical	6.86	قویStrong
%Clay	0-30 cm	10.35	13.62	49.26	کرویSpherical	21.01	قویStrong
درصد ذرات رس	30-60 cm	0	19.02	50.695	نمائیExponential	0	قویStrong
%Sand	0-30 cm	0	25.73	54.59	کرویSpherical	0	قویStrong
درصد ذرات شن	30-60 cm	0	14.79	61.34	کرویSpherical	0	قویStrong
%Silt	0-30 cm	39.1	18.12	84.62	کرویSpherical	46.21	متوسطMedium
درصد ذرات سیلت	30-60 cm	25.2	11.62	93.77	کرویSpherical	26.87	متوسطMedium

جدول ٤- پارامترهای تغییرنماهای همه جهته ویژگی‌های میوه

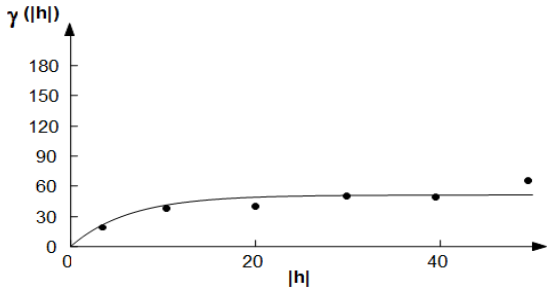
Table 4- Omnidirectional variograms parameters for fruit properties

ویژگی میوه Fruit properties	اثر قطعه‌ای Nugget	دامنه‌ی تاثیر Range (m)	حد آستانه Sill	مدل Model	درصد وابستگی مکانی % Spatial dependence	کلاس وابستگی مکانی Spatial dependence class
طول شاخه سال جاری(cm) Branch length in the current year	9.01	13.77	78.74	کروی Spherical	11.44	قوی Strong
قطر شاخه سال جاری(cm) Branch diameter in the current year	0.0023	14.7	0.0092	کروی Spherical	25	متوسط Medium
تعداد میوه Number of fruit	0	19.62	208.17	کروی Spherical	0	قوی Strong
TSS	0.3673	45.92	1.806	نمائی Exponential	20.33	قوی Strong
وزن کل میوه درختان(kg) Total yield	0	17.79	9.72	کروی Spherical	0	قویStrong
میانگین وزن میوه‌ها(g) Average of fruit weight	390	13.83	1242.71	کروی Spherical	31.38	متوسط Medium
استحکام بافت (kg) Tissue strength	0.063	17.16	0.599	کروی Spherical	10.52	قوی Strong
pH	0	13.74	0.013	کروی Spherical	0	قوی Strong
میزان اسید (٪) %Acid	0.0088	14.29	0.017	کروی Spherical	51.76	متوسط Medium
میزان عصاره(٪) %Extract	0	16.66	32.33	کروی Spherical	0	قوی Strong



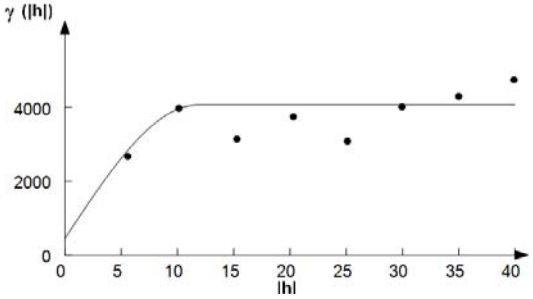
درصد کربن‌آلی افق سطحی

% O.C surface horizen



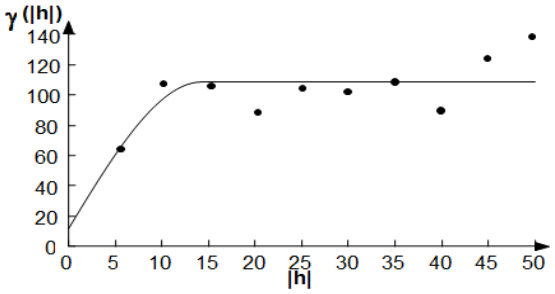
درصد ذرات رس افق عمقی

% Clay subsurface horizen



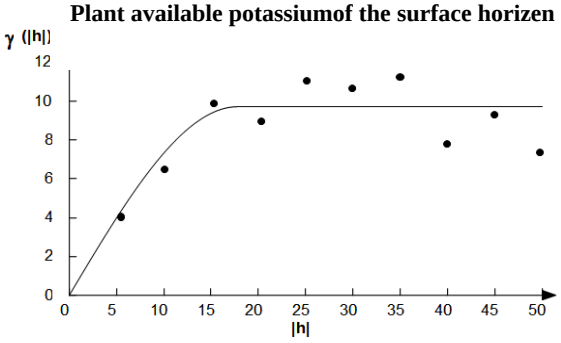
پتاسیم قابل‌جذب افق سطحی

Plant available potassiumof the surface horizen



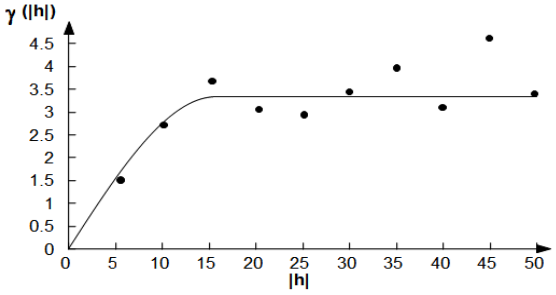
فسفر قابل‌جذب افق عمقی

Plant available phosphorus of the subsurface



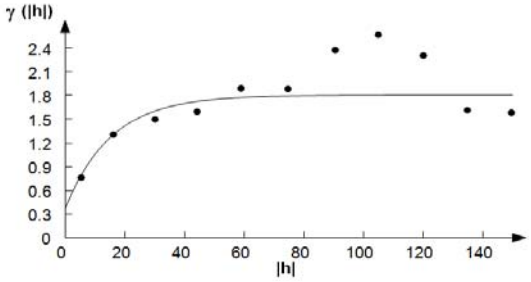
عملکرد کل

Total yield



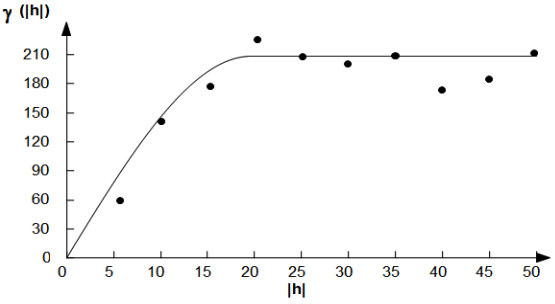
آهن قابل‌جذب افق سطحی

Plant available iron of the surface horizen



کل مواد جامد محلول

Total solution solids



تعداد میوه

Number of fruit

شکل ۵- تغییرنماهای همه جهته و مدل برازش داده شده

Figure 5- Omnidirectional variogramsfor selected properties

نقشه‌های پهنه‌بندی ویژگی‌های خاک در هر دو عمق مورد مطالعه نشان داد که بیشترین مقادیر درصد کربن‌آلی، پتاسیم، فسفر و آهن قابل‌جذب و درصد ذرات سیلت و رس خاک در شیب جهت شرقی قرار دارد. نقشه‌های کریجینگ روی قابل‌جذب نشان داد که در کل منطقه مقادیر روی قابل‌جذب خاک زیاد نیست و کمتر از ۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم است و تغییرات مکانی آن نیز تقریبا یکنواخت است. آگاهی از تغییرات مکانی ویژگی‌های خاک برای افزایش بهره‌وری، حفظ حاصل‌خیزی و اعمال مدیریت مناسب ضروری است.

در رابطه با ویژگی‌های کمی، کیفی و رویشی هلو، بیشترین مقادیر طول و قطر شاخه‌ی سال جاری، عملکرد کل، تعداد میوه در شیب جهت شرقی قرار دارد، در حالی که مقادیر بیشتر کل مواد جامد محلول، میانگین وزن میوه‌های یک درخت و استحکام بافت میوه در شیب جهت غربی مشاهده شد، همچنین مقادیر اسید قابل‌تیتر در شیب جهت غربی بیشتر و به تبع آن pH عصاره‌ی میوه کمتر است. میزان عصاره‌ی میوه نیز تقریبا در کل منطقه یکنواخت است، اما در بعضی از نقاط شیب جهت غربی مقادیر بیشتری دارد.

یکی از ویژگی‌های مهمی که در نقشه‌های مزبور مشاهده می‌شود، وابستگی مکانی توأم و مشابه بعضی متغیرها با یک‌دیگر است. توزیع مکانی عملکرد و تعداد میوه‌های درختان هلو دارای الگوی تقریبا مشابهی با درصد ذرات رس و کربن‌آلی، پتاسیم، فسفر و آهن قابل‌جذب در هر دو عمق مورد مطالعه است و عملکرد بیشتر درختان هلو در جهت شرقی، ناشی از مقادیر بیشتر درصد رس و کربن‌آلی، پتاسیم، فسفر و آهن قابل‌جذب خاک در این جهت می‌باشد، همچنین طول و قطر شاخه‌ی سال جاری نیز با پراکنش مکانی درصد ذرات رس و پتاسیم قابل‌جذب خاک مشابهت دارد.

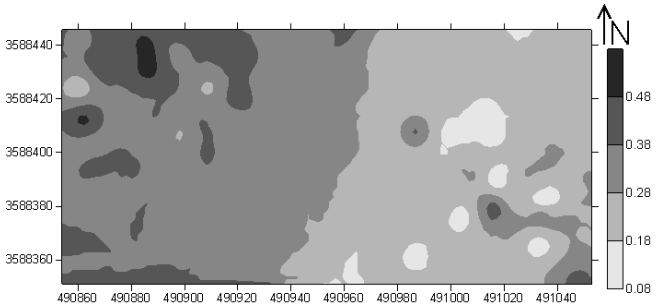
نتایج فوق نشان‌دهنده‌ی تاثیر قابل‌توجه ویژگی‌های خاکی بویژه درصد ذرات رس و پتاسیم قابل‌جذب خاک در هر دو عمق مورد مطالعه بر ویژگی‌های عملکردی و رویشی هلو می‌باشد، که نزدیک بودن دامنه‌ی تاثیر عملکرد و تعداد میوه با این ویژگی‌های خاکی نیز این موضوع را تایید می‌کند و با نتایج ضرایب همبستگی و همچنین مقایسات میانگین (شکل‌های ۲ تا ۴) نیز هم‌خوانی دارد، که این موضوع می‌تواند اهمیت بافت خاک و پتاسیم قابل‌جذب خاک را در مدیریت مکانی منطقه مورد مطالعه تایید نماید.

ویژگی‌های کیفی هلو نظیر کل مواد جامد محلول، اسید قابل‌تیتر، میزان عصاره و استحکام بافت میوه با ویژگی‌های خاک همبستگی مکانی چندانی نشان ندادند و یا به عبارتی الگوی مشابهی نداشتند. براساس این نتایج و نتایج مقایسه میانگین‌ها (شکل‌های ۲ تا ۴)، برخلاف وجود شرایط بهتر خاک در شیب جهت شرقی کیفیت میوه‌ها در جهت غربی بالاتر است، که به نظر می‌رسد این موضوع ناشی از آن باشد که ویژگی‌های کیفی هلو در منطقه مورد مطالعه تنها تحت‌تاثیر یک عوامل نبوده است و در سطح منطقه آثار متقابل چندین فاکتور به صورت مثبت یا منفی بر روی کیفیت محصول اثر گذاشته است. همچنین، از آن‌جایی که کیفیت میوه‌ها تا حد زیادی به دمای خاک، رطوبت نسبی هوا، بارندگی، نور و عوامل خاکی وابسته هستند، ممکن سایر فاکتورها بویژه فاکتورهای اقلیمی بر کیفیت میوه‌ها تاثیر بیشتری داشته باشند.

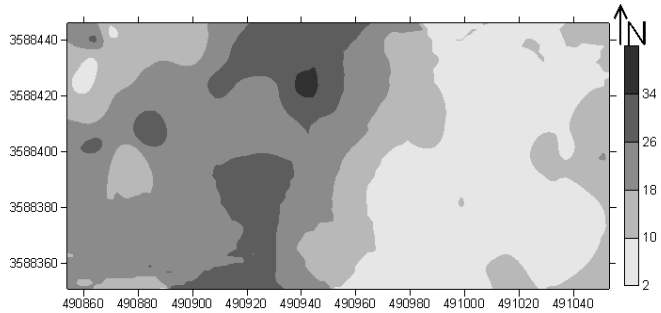
نتایج این مطالعه همچنین نشان می‌دهد که الگو و پراکنش مکانی متغیرهای خاک و محصول حتی در یک منطقه کوچک با مدیریت یکسان می‌تواند تفاوت داشته باشد، به دلیل این که تغییرپذیری ویژگی‌های خاک تحت‌تاثیر ویژگی‌های ذاتی و ویژگی‌های غیرذاتی قرار دارند (۲۲). تغییرنما و پارامترهای مربوط به آن می‌تواند وسیله‌ای کارا برای طراحی شبکه‌های نمونه‌برداری و شناسایی نواحی مدیریتی در کشاورزی دقیق بکار رود، در واقع می‌توان جهت صرفه‌جویی در مصرف نهاده‌های کشاورزی و حفظ محیط زیست با کمک گرفتن از تکنیک‌های زمین‌آماری کریجینگ و پهنه‌بندی کردن باغ‌ها و ایجاد نواحی مجزا شده، مدیریت موضعی (Local management) را پیشنهاد نمود.

نتیجه‌گیری کلی

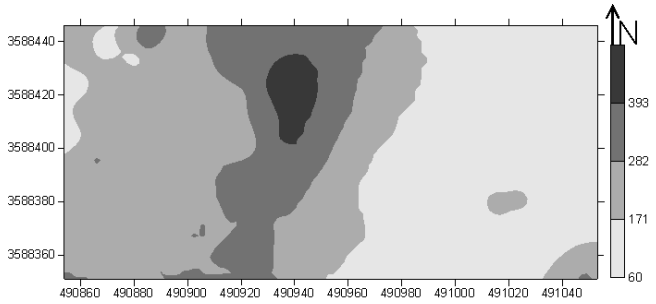
نتایج بیانگر تاثیر قابل‌توجه جهت شیب بر ویژگی‌های خاک و میوه است. به نظر می‌رسد جهت شیب با تاثیر بر فرآیندهای خاک‌سازی، هوادیدگی، دما و رطوبت خاک، باعث تشکیل خاک‌هایی با ویژگی‌های متفاوت شده است، بطوری که تفاوت‌های معنی‌داری بین برخی از ویژگی‌های خاک از جمله اجزا بافت، مقدار کربن‌آلی و عناصرغذایی در دو جهت وجود دارد. درختان شیب شرقی به دلیل برخورداربودن از کربن‌آلی و عناصرغذایی بیشتر و در نتیجه کیفیت بهتر خاک عملکرد بیشتری تولید کرده‌اند، اما جهت غربی دارای محصولی با کیفیت بالاتری است که می‌تواند ناشی از عوامل اقلیمی مانند دریافت بیشتر نور و یا ویژگی‌های دیگری از خاک از جمله میزان ازت آن باشد. مطالعه‌ی تاثیر مصرف کودهای NPK و آهن بر ویژگی‌های کمی، کیفی و رویشی هلو در باغات منطقه به منظور روشن شدن تاثیر این عناصر و همچنین مطالعه‌ای در رابطه با تاثیر عوامل اقلیمی بر ویژگی‌های کیفی هلو پیشنهاد می‌گردد.



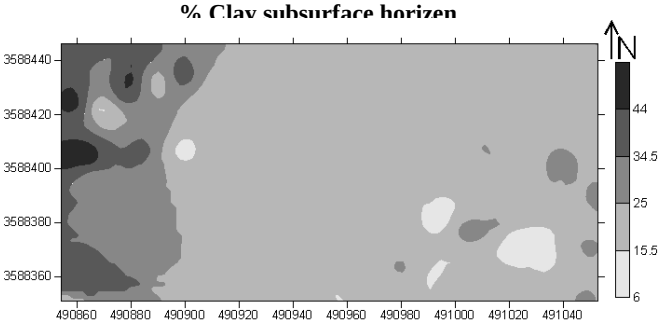
درصد کربن‌آلی افق سطحی
% O.C surface horizen



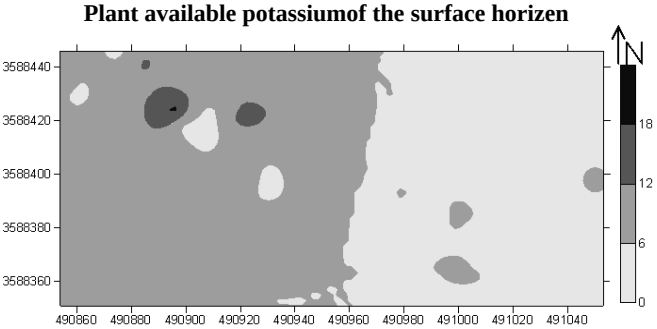
درصد ذرات رس افق عمقی
% Clay subsurface horizen



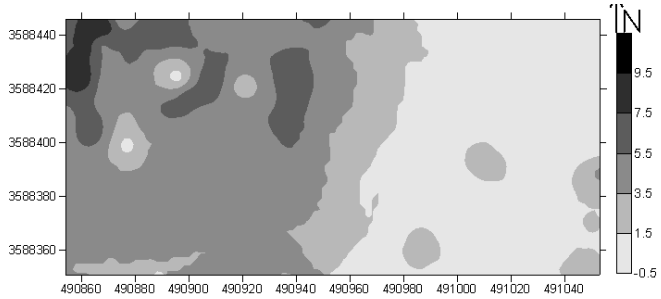
پتاسیم قابل‌جذب افق سطحی
Plant available potassiumof the surface horizen



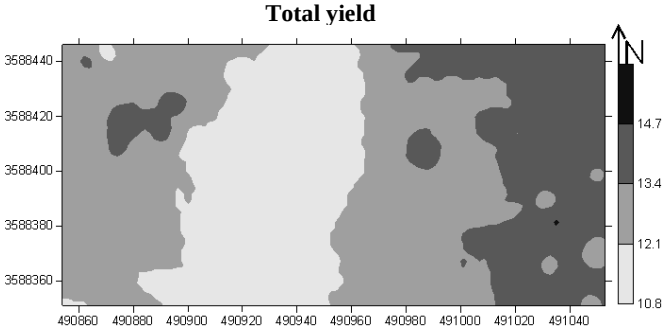
فسفر قابل‌جذب افق عمقی
Plant available phosphorus of the subsurface horizen



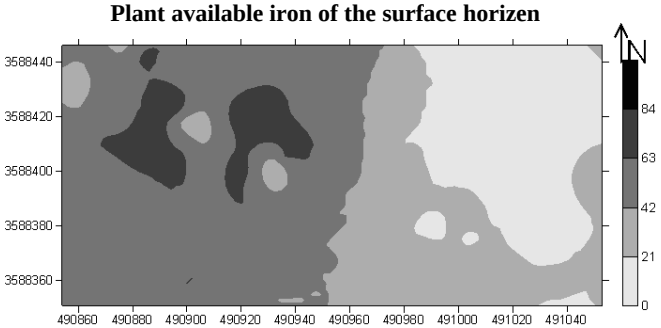
عملکرد کل
Total yield



آهن قابل‌جذب افق سطحی
Plant available iron of the surface horizen



کل مواد جامد محلول
Total solution solids



تعداد میوه
Number of fruit

شکل ٦- نقشه‌های تغییرات مکانی ویژگی‌های مورد مطالعه
Figure 6 – Kriging maps for selected properties

منابع

1- Afshar H., Salehi M.H., Mohammadi J., and Mehnatkesh A. 2009. Spatial variability of soil properties and irrigated wheat yield in a quantitative suitability map, A case study: Shahr-e-Kian area, Chaharmahal-va-Bakhtiariprovince. Journal of Water and Soil, 23(1):161-172. (in Persian with English abstract)

2- Almaliotis D.,Velemis D., Spyropoulos S., Blandenopoulou S., and Karapetsas N. 2002. Yield of clings tone peach orchards in relation to soil fertility parameters in northern Greece. p. 219-226. In P.Zdruli et al. (eds.) International meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate (selected papers). Bari: CIHEAM.

3- Bale C.L., Williams B.J., and Charley J.L. 1998. The impact of aspect on forest structure and floristics in some Eastern Australian Sites. Forest Ecology and Management, 110: 363–377.

4- Bosun S.Z., and Qiguo Z. 2003. Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical, China. Geoderma, 115:85-99.

5- Cambardella C.A., Moorman T.B., Novak J.M., Parkin T.B., Karlen D.L., Turco R.F., and Konopka A.E. 1994. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. Soil Science Society of America Journal, 58:1501-1511.

6- Dahlgren A.R., Bottinger L.T., Huntington L.G., and Amundson A.R. 1997. Soil development along an elevation transect in the western Sierra Nevada, California. Geoderma 78:207–236.

7- Gee G.W., and Bauder J.W. 1986. Particle size analysis.p. 383-411. In A. Klute (ed.) Methods of Soil Analysis. Part1. Physical properties.ASA. Madison. WI.

8- Hajilou J., and Fakhimrezaei S. 2011. Evaluation of fruit physicochemical properties in some peach cultivars. Research in Plant Biology, 1:16-21.

9- 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.

10- Mahmoodi Sh., and Hakimian M. 2006. Fundamentals of soil science.University of Tehran press.

11- McLean E.O. 1982. Soil pH and lime requirement. p.199-224. In: A.L. Page et al. (eds.) Methods of Soil Analysis. Part 2.2nd ed. Chemical and Microbiological Properties.ASA. Madison.WI.

12- Mohammadi J. 2006. Pedometer (Spatial Statistics).Volume II.Pelk Publishing.(in Persian).

13- Nelson R.E. 1982. Carbonate and gypsum. p. 181-197. In A. L. Page et al. (eds.) Methods of Soil Analysis.Part 2.Chemical and microbiological properties. ASA. Madison. WI.

14- Olsen S.R. and Sommers L.E. 1982. Phosphorous.p. 403- 430.In A.L. Page and A. Klute. (eds.) Methods of Soil Analysis.Part 2.Chemical and microbiological properties.ASA. Madison. WI.

15- Salehi M.H., Esfandiarpour I. and Sarshogh M. 2011. The Effect of Aspect on Soil Spatial Variability in Central Zagros. Iran. Procedia Environmental Sciences,7:293–298.

16- Sanntra P., Chopra U.K. and Chakraborty D. 2008. Spatial variability of soil properties and its application in predicting surface map of hydraulic parameters in an agricultural farm. Current Science, 95:937-945.

17- Sharma C.M., Gairola S., Baduni N.P., Ghildiyal S.K. and Suyal S. 2011. Variation in carbon stocks on different slope aspects in seven major forest types of temperate region of Garhwal Himalaya. India. Journal Bioscience, 36:701-708.

18- Thomas G.W. 1982. Exchangeable cations. p. 159-165. In A.L. Page et al. (eds.) Methods of soil analysis. Part2. Chemical and microbiological properties. ASA.Madison. WI.

19- Vieira S.R. and Paz-Gonzalez A. 2003. Analysis of spatial variability of crop yield and soil properties in small agricultural plots. Bragantia Campinas, 62: 127-138.

20- Walkley A., and Black I.A. 1934. An examination of degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of chromic acid in soil analysis. Soil Science, 79:459-465.

21- Yemefack M., Rossiter D.G., and Njomana R. 2005. Multi - scale characterization of soil variability within in agricultural landscape mosaic system in southern Cameroon. Geotherma, 125: 117-143.

22- Yimer F., ledin S. and Abdelkadir A. 2006. Soil property variations in relation to topographic aspect and vegetation community in the south-eastern highlands of Ethiopia. Forest Ecology and Management, 232:90–99.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 202-215

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۱۵-۲۰۲

The Role of Aspect on Spatial Variability of Soil Properties and Quantitative, Qualitative, and Vegetative Properties of Peach in Saman Region, Shahrekord

N. Keyvani[1*] - M.H. Salehi[2] - J. Mohammadi[3] -A.R. Mohammadkhani[4]

Received: 07-11-2015
Accepted: 11-04-2016

Introduction*:* Soils form from the interplay of five main factors namely parent material, time, climate, relief (topography) and organisms. Topography is one of the local factors that has direct and indirect effects on soil formation, physical and chemical properties of soils. To understand the mutual relationship between topographic properties, soil properties and plant community (phytocoenosis), it is necessary to decide on the appropriate method for properly managing the soil resources. In addition to the soil properties, topography may affect the soil production indices as well. Soil production index and consequently its productivity will in turn affect the growth and fruiting. Insight about the pattern the spatial variability of soil properties can be used to manage the lands properly. This study was performed to investigate the spatial variability of soil properties regarding aspect and also the relationship of these changes with the quality and quantity of peach production in Saman region in Chaharmahal-Va-Bakhtiari province, Iran.

Materials and Methods: The study area contained 1.5 hectare of 200-hectare peach gerdens belong to BaghGostaran Company located in Saman, Chaharmahal-Va-Bakhtiari Province. The soil moisture and temperature regimes are xeric and mesic, respectively. 136 soil samples were collected from 0-30 and 30-60 cm depths. Two peach trees around the soil samples were also selected. Then, soil physical and chemical properties including soil texture, percentage of calcium carbonate equivalent, organic carbon, plant available potassium, phosphorous, iron and zinc, pH and electrical conductivity were determined and fruit properties including branch length and diameter in the current year, number of fruits, total yield, average of fruit weight, TSS, tissue strength, pH, acid and extract percentage were measured. Finally, the dataset were analyzed using Statistica 6.0 software. Analysis of spatial data was calculated via variogram and performed using Variowin, 2.2 software package. After determination of the best model, kriging maps of the soil and fruit properties were prepared by Surfer 8 software.

Results and Discussion*:* The statistical results revealed that among the soil properties, pH of the surface and subsurface horizons in both aspects had the lowest CV. Plant available phosphorous and iron showed the highest CV at surface and subsurface horizons of eastern aspect, respectively. Among the soil variables, plant available iron showed the highest CV for both horizons at western aspect. Regarding peach properties, the tissue strength showed the highest and pH showed the lowest variation in both slopes, respectively. The results of mean comparisons revealed that the soil of eastern slope has more clay percentage, silt, organic carbon, plant available potassium, phosphorous, and iron in comparison with western aspect. Peach yield was higher in eastern aspect than the western one. Correlation coefficient among soil and peach propertied did not show a similar trend for two aspects. Amount of clay and plant available potassium in subsurface horizon showed a positive significant correlation with yield in western and eastern aspects, respectivelty. Variography showed that all variables except pH of subsurface horizon have spatial structure. The pattern of spatial variability of the yield and the number of fruits was also approximately the same as that of clay particles and organic carbon, plant available potassium, phosphorous and iron in both depths. The spatial variability of the branch length and diameter in the current year was similar to the spatial variability of clay particles percentage and the plant available potassium. The results suggested the significant effect of soil properties, especially clay particles percentage and the plant available potassium on the performance and vegetative properties of peach. However, the peach qualitative properties showed no significant correlation with the soil properties.

Conclusion*:* The results suggest that the significant effect of aspect on the soil and fruit properties. It seems that the aspect caused the formation of soil with different properties. Significant differences observed among some soil properties including texture components, the amount of organic carbon and nutrients in both aspects. The trees on the eastern slope had higher yield due to having more organic carbon and nutrients and

1, 2 and 3- Graduate MSc student and Professors of Soil Science Department, Faculty of Agriculture, University of Shahrekord

(*- Corresponding Author Email: n_keyvani1370@yahoo.com)

4- Associate Professor of Horticultural Science Department, Faculty of Agriculture, University of Shahrekord

consequently higher soil quality, while the trees on the western slope had fruits with higher quality which may be due to the climatic factors such as receiving more light, or other soil properties like the mount of available nitrogen. More investigation is needed to understand the effect of NPK and iron fertilizers and climate properties on peach properties in the orchards of the area. The effect of climatic factors on the peach qualitative and quantitative characteristics should be investigated as well.

Keywords: Eastern slope, Peach quality and quantity, Spatial variability, Western slope

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 216-229

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۲۹-۲۱۶

توزیع اندازه ذرات منتقله در اثر فرسایش سطحی در شدت‌های مختلف باران و درجات شیب

علی رضا واعظی[1*] – مهدی عبادی[2]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۰/۰۹
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۱/۲۳

چکیده

رواناب سطحی یکی از عوامل مهم در انتقال ذرات خاک و در نتیجه فرسایش سطحی خاک است. شدت باران و شیب سطح دو عامل مهم و تأثیرگذار در فرسایش سطحی می‌باشند. در این پژوهش، انتقال‌پذیری ذرات اولیه خاک به وسیله رواناب سطحی بر روی یک خاک میان بافت (رس لومی) در نه شدت باران (از ۱۰ تا ۹۰ میلی‌متر بر ساعت) و پنج درجه شیب (از صفر تا ۴۰ درصد) به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی انجام گرفت. فرسایش سطحی و توزیع اندازه ذرات فرسایش‌یافته با استفاده از فلوم‌هایی به ابعاد cm ۳۲ × ۵۰ تحت باران‌های شبیه‌سازی شده به مدت ۴۵ دقیقه اندازه‌گیری شد. بر اساس نتایج، شدت باران ۲۰ میلی‌متر بر ساعت به عنوان آستانه شدت باران و شیب ۱۰ درصد، به عنوان آستانه شیب برای وقوع فرسایش سطحی خاک بود. میزان فرسایش سطحی تحت تأثیر شدت باران (P<۰/۰۰۱) و شیب سطح (P<۰/۰۰۱) قرار گرفت به طوری که با افزایش شدت بارندگی و شیب سطح، میزان فرسایش سطحی به طور چشم‌گیری افزایش یافت. تفاوت اساسی بین ذرات اولیه خاک از نظر ویژگی انتقال‌پذیری وجود داشت. انتقال‌پذیری ذرات توسط جریان سطحی نیز به شدت تحت تأثیر شدت باران (P<۰/۰۰۱) و شیب سطح (P<۰/۰۰۱) قرار گرفت. با افزایش شدت باران انتقال‌پذیری ذرات سیلت افزایش و انتقال‌پذیری ذرات شن کاهش یافت. میزان انتقال ذرات رس تحت تأثیر شیب سطح قرار نگرفت. با وجود آن که میزان انتقال ذرات شن (به جز شن بسیار درشت) با افزایش شیب به شدت کاهش یافت، انتقال‌پذیری ذرات سیلت و رس تحت تأثیر شیب سطح قرار نگرفت. ذرات سیلت بیشترین سهم مواد فرسایش یافته را شامل شدند. حساسیت ذاتی بالای ذرات سیلت و حتی رس به فرسایش سطحی عواملی بودند که موجب شدند با افزایش درجه شیب، انتقال آن‌ها تحت تأثیر قرار نگیرد. با توجه به سهم بسیار بالای ذرات سیلت در هدررفت خاک، این ذره به عنوان حساس‌ترین ذره خاک در برابر فرآیندهای فرسایش آبی شناخته شد.

واژه‌های کلیدی: انتقال‌پذیری، باران شبیه‌سازی شده، رواناب، ذرات اولیه خاک

مقدمه

رواناب یکی از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر انتقال ذرات خاک و فرسایش آبی بوده که بر فعالیت‌های کشاورزی اثر گذاشته و منجر به هدررفت عناصر غذایی از خاک می‌گردد (۳۰). به طور کلی بر اثر فرسایش، خاک حاصلخیز و عناصر غذایی مورد نیاز گیاه به تدریج از دسترس خارج می‌شود و شرایط فیزیکی خاک به ویژه از نظر نفوذپذیری نامناسب می‌گردد. به طور کلی رواناب هنگامی رخ می‌دهد که شدت بارندگی بیشتر از سرعت نفوذ آب به خاک باشد (۱۹). جریان یافتن آب بر روی سطح خاک عامل اصلی انتقال ذرات است و بیشترین نقش را در ایجاد شکل‌های مختلف فرسایش در هر عرصه دارد (۱۶). اگرچه بیشترین عامل جدایی ذرات در شیب‌های کم، فرسایش پاشمانی می‌باشد ولی با افزایش تدریجی شیب، جریان سطحی از حدی افزون‌تر شده و نیروی گرانشی جریان آب افزایش یافته و منجر به جدایی ذرات و فرسایش خاک در اثر رواناب می‌شود (۴۸). اهمیت تولید رواناب در مناطق خشک و نیمه‌خشک دوچندان است (۴۲). در این مناطق، تولید رواناب در کنار ایجاد محدودیت‌های کم‌آبی برای گیاهان (۴۰)، نقشی مهم در تخریب خاک و فرسایش ایفاء می‌کند (46). برآوردها نشان می‌دهد که حدود یک سوم از کل بارندگی سالانه در کشور (۱۳۰ میلیارد متر مکعب) به صورت رواناب سطحی از دسترس خارج می‌شود. اگر با کاهش فرسایش خاک، از هدررفت این مقدار آب جلوگیری گردد سالانه حدود ۱۰ میلیون هکتار زمین زراعی را می‌توان آبیاری کرد (۳۲).

در فرآیند تبدیل بارش به رواناب سطحی، دو دسته عوامل کلی شامل عوامل اقلیمی و عوامل فیزیوگرافی حوضه نقش اصلی دارند. مقدار تولید رواناب در یک دامنه تحت تأثیر عوامل گوناگون مانند

۱ و ۲- دانشیار و دانش آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان
(*- نویسنده مسئول: Email: vaezi.alireza@znu.ac.ir)
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.52176

عوامل اقلیمی از جمله بارندگی (۲۹)، شیب (۱۱)، پوشش گیاهی (۲۵)، ویژگی‌های خاک (۲۰) و مدیریت خاک (۲۸) قرار می‌گیرد. در یک دامنه بدون پوشش گیاهی، مقدار تولید رواناب عمدتاً به ویژگی‌های خاک، خصوصیات باران و درجه شیب سطح وابسته است. مهم‌ترین خصوصیاتی از باران که در تولید رواناب در هر رخداد بارندگی مؤثر می‌باشند، عبارتند از: شدت، مدت، مقدار بارندگی (۴۷). شدت باران مهمترین خصوصیت باران از نظر تولید رواناب است. اگرچه باران‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک مشابه بسیاری از باران‌ها در چنین مناطقی از کشور، دارای شدتی بسیار کمتر از باران‌های نواحی نیمه‌مرطوب و مرطوب می‌باشند، اما تولید رواناب سطحی از مشکلات اساسی تخریب خاک و فرسایش آبی در این مناطق به شمار می‌رود. محدود بودن نفوذپذیری خاک از یکسو و ضعف پوشش گیاهی از سوی دیگر، از عوامل مهم افزایش ضریب رواناب در دامنه‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک هستند. نفوذپذیری خاک در کنار توزیع اندازه ذرات خاک، تحت تأثیر ساختمان خاک (۳۹) و محتوای ماده آلی خاک قرار دارد (۳۵). در مناطق خشک و نیمه‌خشک، دامنه‌های دارای خاک با بافت ریز محدودیت زیادی از نظر نفوذ آب باران دارند. گزارش‌ها نشان می‌دهد که تشکیل ساختمان خاک و پایداری ساختمان در چنین مناطقی در کنار محتوای ماده آلی خاک (1) به میزان آهک خاک (۴۳) نیز وابسته است. در خاک‌های واقع در این مناطق وجود شن درشت به علت افزایش نفوذپذیری خاک (۳۵) و ماده آلی و آهک به دلیل کمک در تشکیل و پایداری خاکدانه‌ها تأثیر چشمگیری در کاهش رواناب دارد (۴۴). درجه شیب زمین مهمترین ویژگی سطح زمین از نظر تولید رواناب سطحی است. وجود شیب زیاد باعث کاهش فرصت نفوذ آب، کوتاه شدن زمان آغاز جریان و تسریع تشکیل جریان سطحی می‌شود. از این رو هرچه بر مقدار درجه شیب افزوده شود، تولید رواناب و رسوب نیز افزایش می‌یابد (۳۳). بررسی‌های ژائو و همکاران (۵۱) در مورد شاخص‌های رواناب تحت باران شبیه‌سازی شده نشان داد که زمان آغاز رواناب با افزایش شیب به صورت خطی کاهش یافت. مقدار تولید رواناب تحت تأثیر شیب سطح افزایش یافت. این موضوع به دلیل افزایش تمایل آب برای جاری شدن و کم شدن ذخیره چالاب در اثر افزایش شیب گزارش گردید.

عوامل زیادی مقدار رسوب و نوع مواد منتقله را تحت تأثیر قرار می‌دهند. بافت خاک از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر فرسایش‌پذیری خاک و تولید رسوب می‌باشد. مطالعات نشان داده است که خاک‌های با بافت ریز دارای چسبندگی زیادی بوده و درنتیجه جدا شدن ذرات آنها مشکل است، با این وجود رسوبات حاصل از آن‌ها به راحتی منتقل می‌شوند و در مقابل خاک‌های درشت بافت، سریع‌تر و راحت‌تر جدا می‌شوند و در عین حال رسوبات تشکیل‌شده، به سختی منتقل و رواناب کم‌تری نسبت به خاک‌های ریزبافت تولید می‌کنند (۵۰، ۴۸، ۴۳). گزارش‌ها نشان می‌دهد، بین مقدار سیلت یک خاک و فرسایش‌پذیری آن ارتباط نزدیکی وجود دارد. هر چه مقدار سیلت خاک بیشتر باشد، فرسایش‌پذیری آن افزایش می‌یابد. به طور کلی ذرات سیلت و شن بسیار ریز (ذراتی بین ۲۰۰-۲ میکرون)، فرسایش‌پذیری بالایی دارند (۱۳، ۴۴ و ۴۷). عوامل فرساینده نیز به نوبه خود در تعیین نوع ماد منتقله مءثر می‌باشد. شدت و انرژی جنبشی باران نیز از جمله عوامل اصلی هدررفت خاک می‌باشد. در پژوهش‌های پیشین به رابطه افزایش رواناب و تخریب خاک همگام با افزایش شدت باران (۱۸ و ۷) و انرژی جنبشی قطرات باران (۲۳) اشاره شده است. فرآیندهای فرسایش خاک عامل دیگر تعیین کننده دانه‌بندی مواد رسوب یافته هستند (۴۶).

در کنار آن که میزان انتقال خاک توسط جریان سطحی تحت تأثیر عواملی مانند شدت بارندگی و شیب سطح قرار دارد، قابلیت انتقال ذرات توسط جریان سطحی نیز به یک اندازه نیست. گزارش‌ها نشان می‌دهد که شرایط مختلفی مانند: ۱- مقدار در دسترس ذره در عرصه فرسایشی، ۲- امکان تولید ذره در طی پدیده فرسایش و ۳- انتخابی یا غیرانتخابی بودن فرآیندهای انتقال ذرات در نوع مواد منتقله اثر می‌گذارند (۱). انتقال ذرات خاک در اثر جریان سطحی به نوبه خود در کنار عامل شدت بارندگی و درجه شیب زمین به نوع و ماهیت ذره‌ی خاک وابسته است. سهم جریان سطحی در هدررفت خاک تحت شرایط مختلف شدت بارندگی و شیب سطح، متفاوت است. از سوی دیگر حساسیّت ذرات اولیه (اجزای شن، سیلت و رس) به جابجایی در اثر جریان سطحی از یکدیگر متفاوت است و به این ترتیب میزان انتقال هر یک از ذرات اولیه خاک در شدت‌های مختلف بارندگی و درجات شیب یکسان نیست. آگاهی از توزیع اندازه ذرات رسوب انتقال یافته از سطح اراضی می‌تواند از جهات مختلفی دارای اهمیت باشد. نخست آن‌که، اثر فرسایش بر کیفیت و وضعیت حاصلخیزی اراضی (اثر درون عرصه‌ای فرسایش) به ریزی و درشتی ذرات هدررفته بستگی دارد و دوم آن‌که، توزیع اندازه ذرات رسوب وضعیت آلودگی منابع آب و عرصه‌ی ترسیب را مشخص می‌نماید (3). مطالعات زیادی نشان داده است که در جریان ضعیف و فرسایش بین شیاری اغلب ذرات در اندازه رس و سیلت از خاک اصلی منتقل می‌شوند (۲، ۵، ۲۲ و ۲۷). چارير و همکاران (۱۰) با بررسی تولید رواناب و رسوب در باران شبیه‌سازی شده با شدت ۱۱۰ میلی‌متر بر ساعت و به مدت ۳۰ دقیقه نشان دادند که میزان هدررفت رس در مراتع دست نخورده به طور معنی‌داری بالاتر از مراتع تخریب یافته بود. نتایج مطالعات ژائو و همکاران (۵۱) نشان داد که ذرات سیلت متوسط (با اندازه ۶-۲۰ میکرومتر) و شن متوسط (با اندازه ۲۵۰-۵۰۰ میکرومتر) بیشترین مقدار را در رسوبات فرسایشی داشتند.

اگر چه تحقیقات کلی در مورد نقش شدت باران یا درجه شیب

بر میزان کل جریان سطحی و هدررفت خاک انجام گرفته است لیکن تحقیقات دقیق در مورد سهم جریان سطحی در میزان فرسایش در شدت و شیب‌های مختلف به دقت مورد بررسی قرار نگرفته است. از سوی دیگر انتقال‌پذیری هر یک از ذرات اولیه یا حساسیّت آن‌ها در مقابل انتقال به وسیله جریان سطحی موضوعی است که به دقت شناخته نشده است. از این رو در این پژوهش نقش شدت باران و شیب سطح بر میزان فرسایش سطحی و نیز انتقال‌پذیری ذرات اولیه تحت تأثیر این دو عامل در یک خاک منطقه نیمه‌خشک در شمال غرب کشور مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

طرح آزمایشی و تهیه نمونه خاک

آزمایش با ۴۵ تیمار و سه تکرار و در مجموع با ۱۳۵ واحد آزمایشی در یک خاک میان بافت (رسی لومی) با توزیع نسبتاً مساوی از ذرات اولیه (شن، سیلت و رس) انجام گرفت. آزمایش در نه سطح شدت باران شامل: ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰، ۵۰، ۶۰، ۷۰، ۸۰ و ۹۰ میلی‌متر بر ساعت و در پنج سطح شیب شامل: صفر، ۱۰، ۲۰، ۳۰ و۴۰ درصد به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار در شرایط آزمایشگاهی به اجرا درآمد. اساس انتخاب شدت‌های باران مورد مطالعه، بر مبنای وقوع چنین باران‌هایی در استان زنجان به عنوان یکی از مناطق نیمه‌خشک در منطقه شمال غرب کشور بود. مبنای انتخاب شیب سطح نیز، مشاهده‌ی فرسایش سطحی در چنین شیب‌هایی در منطقه بود. برای پیدا کردن خاک میان بافت از چند منطقه در سطح استان زنجان نمونه اولیه‌ی خاک به روش لمسی جمع‌آوری شد و برای تعیین دقیق توزیع اندازه ذرات[1] (PSD) به آزمایشگاه منتقل گردید. وجود نسبت‌های یکسان از ذرات اولیه خاک، برای مقایسه قابلیت انتقال‌پذیری ان‌ها در جریان سطحی ضروری بود. در این راستا ترکیبات همگن و با نسبت‌های مشخص از خاک‌ها تهیه شد و دوباره بافت آن‌ها اندازه‌گیری شد، این آزمایشات چندین بار انجام شد تا در نهایت با الک کردن و ترکیب دو نوع خاک (سیلتی کلی لوم و لوم)، خاک مورد نظر با توزیع اندازه ذرات تقریباً مشابه تهیه شد به طوری که نسبت ذرات مورد نظر برای هر یک از ذرات اولیه شن، سیلت و رس به ترتیب ۳۳/۱۵ ، ۳۳/۲۲ و ۳۳/۶۳ درصد بود. برای بررسی پاشمان در ۱۳۵ واحد آزمایشی حدود ۲ تن از خاک مورد نظر تهیه و به آزمایشگاه فرسایش خاک دانشگاه زنجان منتقل شد.

تعیین ویژگی‌های خاک

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک شامل: توزیع اندازه ذرات (PSD) به روش هیدرومتری تعیین شد (۹). فراوانی ذرات بر اساس روش دانه‌بندی آمریکایی (۴۱) شامل: شن بسیار درشت (۲-۱ میلی‌متر)، شن درشت (۱-۰/۵ میلی‌متر)، شن متوسط (۰/۵-۰/۲۵ میلی‌متر)، شن ریز (۰/۲۵-۰/۱ میلی‌متر)، شن بسیار ریز (۰/۱-۰/۰۵ میلی‌متر)، سیلت (۰/۰۵-۰/۰۰۲ میلی‌متر) و رس (کوچک‌تر از ۰/۰۰۲ میلی‌متر) تعیین شد. جرم مخصوص ظاهری به روش سیلندر در سیلندر فلزی با قطر داخلی ۵ سانتی‌متر و ارتفاع ۴/۹ سانتی‌متر تعیین شد (۸). میانگین وزنی قطر خاکدانه(MWD) بر اساس مقاومت خاکدانه‌ها در آب به روش الک تر (۱۷) در خاکدانه‌هایی با قطر کوچکتر از ۲ میلی‌متر با استفاده از دستگاه مکانیکی با نوسان ۳۰ دور در دقیقه به مدت یک دقیقه (۲۰)، هدایت هیدرولیکی خاک از روش درجایی تک‌حلقه‌ی نفوذ (۳۴) درصدکربن آلی به روش والکلی-بلک (۴۵)، درصد کربنات کلسیم معادل به روش خنثی‌سازی با اسید کلریدریک (۱۵)، pH خاک در گل اشباع با استفاده از pH متر (۳۸)، شوری خاک درعصاره اشباع با استفاده از EC متر (۱۲) و درصد سدیم تبادلی خاک (ESP) نیز به روش استات آمونیوم تعیین شدند.

شبیه‌سازی باران

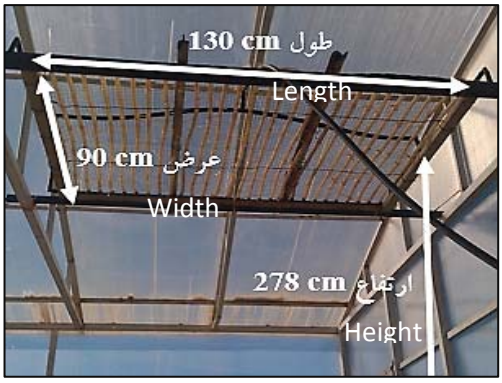
شبیه‌سازهای باران ابزارهای مناسبی برای بررسی تغییرات خاک تحت فرآیند فرسایش و همچنین ارزیابی شرایط محیطی مانند شیب زمین، رطوبت اولیه خاک و شدت باران از نظر فرسایش خاک می‌باشند (۴). در این پژوهش از یک دستگاه شبیه‌ساز باران با چارچوب فلزی با صفحه بارشی به طول ۱۳۰ و به عرض ۹۰ سانتی‌متر و ارتفاع ۲۸۷ سانتی‌متر استفاده شد (شکل ۱- الف). صفحه‌ی بارش باران‌ساز از ۵۴۰ قطعه نازل قطره‌ساز تشکیل‌شده بود. نازل‌ها به فواصل سه سانتی‌متری از هم برای ایجاد بارش یکنواخت باران قرار گرفتند. نازل‌ها توانایی تولید قطراتی با قطر دو میلی‌متر را داشتند. قطر قطره بر مبنای حجم قطره خارج شده از دهانه نازل قطره‌ساز تعیین گردید. شدت‌های مختلف باران (۱۰ تا ۱۲۰ میلی‌متر بر ساعت) با ایجاد توزیع یکنواخت در دستگاه باران‌ساز قابل شبیه‌سازی بود. مدت بارندگی در تمام شدت‌های باران مورد بررسی یکسان و برابر ۴۵ دقیقه بود. این مدت بر مبنای پیش آزمایش در نمونه‌های خاک برای وقوع فرآیند فرسایش سطحی انتخاب گردید.

اندازه‌گیری فرسایش سطحی

آزمایش در فلوم‌هایی از جنس گالوانیزه با ۵۰ سانتی‌متر طول، ۳۲ سانتی‌متر عرض و ۷ سانتی‌متر ارتفاع دیواره انجام گرفت. در کف فلوم‌ها سوراخ‌هایی برای خروج زه‌آب ایجاد شد. در کف فلوم از یک لایه فیلتر شنی به ضخامت ۲ سانتی‌متر استفاده شد. نمونه خاک به ضخامت ۴ سانتی‌متر بر روی لایه شنی به طور یکنواخت قرار داده

1- Particle size distribution

شد. از آنجا که نمونه خاک از الک ۲ میلی‌متر گذرانده شده بود، فراوانی خاکدانه‌های درشت در آن پایین بود و در نتیجه جابه‌جایی خاک تأثیری مهم بر شرایط آزمایش نمی‌گذاشت. در قسمت پایین هر فلوم، قیفی برای جمع‌آوری رواناب و رسوب تعبیه شده بود (شکل ۱-ب). برای جمع‌آوری رواناب از سطح خاک فلوم از ظرف‌هایی پلاستیکی با حجم ۲/۵ لیتر استفاده شد. پس از اتمام بارش حجم رواناب و رسوب موجود در ظرف‌ها به وسیله‌ی استوانه‌ی مدرج قرائت شد. پس از هواخشک شدن نمونه، رسوب به‌جا مانده در هر ظرف به آزمایشگاه منتقل و برای خشک شدن کامل در آون (۱۰۵°C به مدت ۲۴ ساعت) قرار داده شد. به این ترتیب فرسایش سطحی بر مبنای جرم خاک هدررفته توسط جریان سطحی از هر فلوم تحت شیب و شدت باران معین، تعیین شد.



شکل ۱- نمایی از دستگاه شبیه‌ساز باران مورد استفاده در پژوهش (الف) و فلوم‌های آزمایشی و ظرف‌های جمع‌آوری رواناب و رسوب (ب)
Figure 1- Experimental flumes and containers for collecting runoff and soil loss

تعیین توزیع اندازه ذرات خاک فرسایش یافته

برای اندازه‌گیری توزیع اندازه ذرات رسوب از روش هیدرومتری استفاده شد (۹). آزمایش در ۴۰ گرم از رسوب مربوط به هر فلوم، انجام گرفت. پس از عملیات جداسازی و پخشیده کردن ذرات، ذرات شن با استفاده از الک ۰/۰۵ میلی‌متری جدا شدند. اجزء شن (شن بسیار درشت، درصد شن درشت، شن متوسط، شن ریز، شن خیلی ریز) پس از خشک کردن در آون، از سری الک‌های ۰/۰۵، ۰/۰۷۵، ۰/۱۵، ۰/۲۵، ۰/۶ و ۱/۱۸ میلی‌متر عبور داده شد و تعیین گردید. درصد ذرات سیلت و رس نیز به وسیله هیدرومتر در نمونه رسوب تعیین گردید.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

تجزیه واریانس داده‌های مربوط به مقدار رسوب و نوع ذرات منتقله در سطوح مختلف شدت باران و در سطوح مختلف شیب با کمک آزمون LSD انجام گرفت. رابطه بین میزان انتقال ذرات و شدت باران و درجه شیب از طریق روابط مختلف ریاضی (خطی، لگاریتمی، توانی و یا ...) تعیین شد. داده‌ها قبل از انجام آنالیزهای مربوط به آزمایش، از نظر نرمال بودن با استفاده از تحلیل هیستوگرام و بررسی چولگی[1] و کشیدگی[2] مورد بررسی قرار گرفتند. برای انجام تحلیل داده‌ها از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۲ و رسم نمودارها از نرم‌افزار Excel نسخه ۲۰۱۳ استفاده شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های خاک مورد بررسی

در جدول ۱ نتایج تجزیه ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه خاک آمده است. خاک مورد بررسی دارای بافت لوم رسی با توزیع نسبتاً مساوی از ذرات شن (۳۳/۱۵ درصد)، سیلت (۳۳/۲۲ درصد) و رس (۳۳/۶۳ درصد) بود. واکنش خاک در محدوده خنثی و هدایت الکتریکی آن در محدوده غیر شور ($EC < ۴\ dS.m^{-1}$) (۱۰) بود. خاک از نظر ماده آلی فقیر (کمتر از ۱ درصد) بود و به واسطه داشتن مقدار نسبتاً بالایی کربنات کلسیم معادل (بیش از ۱۰ درصد)، جزء خاک‌های آهکی (۳۷) بود. پایین بودن میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در روش الک تر (۰/۱۷ میلی‌متر) بیانگر ناپایداری ساختمان خاک بود و از این رو مقاومت کمتری در برابر عوامل فرساینده از جمله ضربه قطرات باران داشت (۲۴). با توجه به مقدار پایین سدیم تبادلی خاک (ESP=۲/۲۲)، این ویژگی خاک به عنوان عامل اصلی ناپایداری خاکدانه‌ها و فروپاشی آن‌ها نبود. یکی از علل ناپایداری خاکدانه‌ها، خاکورزی‌های پیاپی و محتوای پایین ماده آلی خاک کشتزار مورد نمونه برداری بود.

1- Skewness
2- kurtosis

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی خاک مورد مطالعه
Table 1-Physico-chemical soil properties

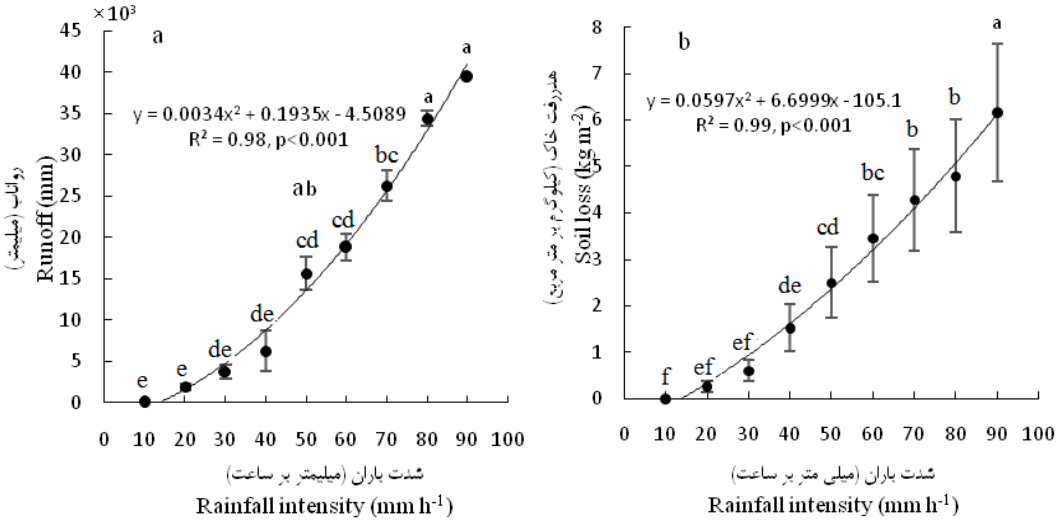
ویژگی خاک Soil property	میانگین Mean
شن Sand (%)	33.15
سیلت Silt (%)	33.22
رس Clay (%)	33.63
جرم مخصوص ظاهری Bulk density (g cm^{-3})	1.33
میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار در آب Mean weight diameter of water stable-aggregates (mm)	0.17
هدایت هیدرولیکی اشباع Saturated hydraulic conductivity (mm h^{-1})	18.09
واکنش pH	7.28
هدایت الکتریکی Electrical conductivity (dS m^{-1})	3.32
ماده آلی Organic matter (%)	0.63
کربنات کلسیم معادل Calcium carbonate equivalent (%)	31.87
درصد سدیم تبادلی Exchangeable sodium percentage	2.22

تأثیر شدت باران بر جریان سطحی و هدررفت خاک ناشی از آن

نتایج نشان داد که در پایین‌ترین شدت باران (۱۰ میلی‌متر بر ساعت) هیچ گونه رواناب و هدررفت خاکی رخ نداد. دلیل آن این بود که در شدت باران‌های پایین، سرعت نفوذ آب به خاک (K_s=۱۸/۰۹[1] $mm.h^{-}$) بیشتر از شدت بارندگی بود و از این رو روانابی تشکیل نشد. شدت باران ۲۰ میلی‌متر بر ساعت، آستانه تولید رواناب و هدررفت خاک در فلوم‌ها بود. در شدت باران ۹۰ میلی‌متر بر ساعت، میزان کل هدررفت خاک (۶۱۶۳/۳۳ گرم بر متر مربع) به اندازه‌ی ۲۳/۴ برابر میزان هدررفت خاک در شدت باران ۲۰ میلی‌متر بر ساعت بود. رابطه‌ای افزایشی قوی بین شدت باران و رواناب ($P<$۰/۰۰۱ و R^2=۰/۹۸) و هدررفت خاک ($P<$۰/۰۰۱ و R^2=۰/۹۹) مشاهده شد. در واقع، با افزایش شدت باران، رواناب بیش‌تری تولید شد و به دنبال آن هدررفت خاک به دلیل افزایش تخریب و انتقال خاک افزایش یافت. یافته‌های ژانگ و همکاران (۴۹) نشان داد که با افزایش شدت جریان، شدت جداشدن ذرات به وسیله جریان سطحی افزایش می‌یابد. هم‌چنین با افزایش شدت باران و انرژی جنبشی، تخریب خاکدانه‌ها افزایش می‌یابد بنابراین ذرات خاک حساس به حمل می‌شوند (۲۳). با توجه به عدم وجود ساختمان مناسب در خاک مورد آزمایش و وجود ذرات انتقال‌پذیر، در شدت‌های بالای باران همچنان تولید رواناب سطحی و در نتیجه هدررفت خاک بالا بود.

تأثیر درجه شیب بر جریان سطحی و هدررفت خاک ناشی از آن

رابطه معنی‌دار بین شیب سطح و تولید جریان سطحی ($P<$۰/۰۰۱ و R^2=۰/۹۹) و هدررفت خاک ($P<$۰/۰۰۱ و R^2=۰/۹۷) به دست آمد (شکل ۳). با افزایش درصد شیب سطح، مقدار رواناب و هدررفت خاک به طور قابل توجهی افزایش پیدا کرد. در شیب‌های بالا، فرصت نفوذ آب به خاک کم شده، در نتیجه به دلیل افزایش سرعت و قدرت جریان سطحی، فرسایش خاک افزایش یافت. در شیب ۴۰ درصد، مقدار هدررفت آب و هدررفت خاک به ترتیب ۰/۰۱۷ میلی‌متر و ۳/۹۹ کیلوگرم بر متر مربع بود که به ترتیب به اندازه‌ی ۲/۳۰ برابر و ۱/۷۴ برابر مقدارآن در شیب ۱۰ درصد بود. افزایش درصد شیب تا حد ۲۰ درصد نقش اساسی در افزایش تولید رواناب و هدررفت خاک داشت و از آن پس تغییرات رواناب و هدررفت خاک با افزایش شیب ناچیز بود (شکل ۳ ب).



(الف) (ب)

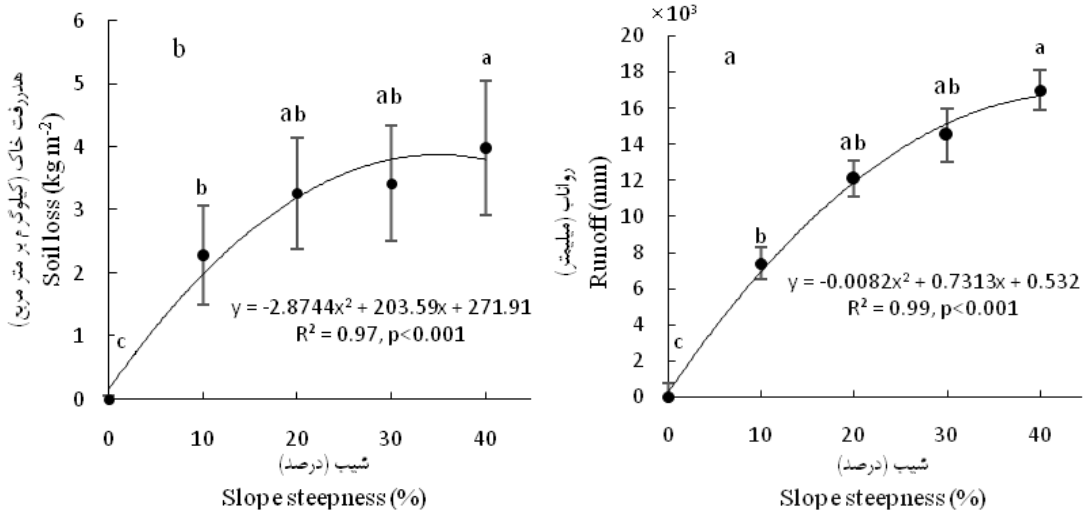
شکل ۲- رابطه بین شدت باران و تولید جریان سطحی (الف) و هدررفت خاک (ب)

(حروفات بیان‌گر وجود تفاوت معنی‌دار بین شدت‌های باران می‌باشد)

Figure 2- Relationship between rainfall intensity and surface runoff (a) and soil loss (b)

(The alphabets show significant differences among the rainfall intensities)

علت آن این است که تا شیب ۲۰ درصد، همگام با افزایش شیب سطح، فرصت نفوذ آب به خاک به شدت کاهش یافت و تولید جریان سطحی افزایش قابل توجهی پیدا کرد. در شیب‌های بالای ۲۰ درصد، تفاوتی چشمگیر در میزان نفوذ آب به خاک و در نتیجه تولید جریان سطحی نسبت به شیب ۲۰ درصد وجود نداشت. به عبارت دیگر شیب ۲۰ درصد، به عنوان کمترین میزان شیب سطح، برای وقوع بیشترین میزان رواناب در اثر باران بود. بنابراین از آنجا که قدرت جریان سطحی در شیب‌های بالای ۲۰ درصد تغییرات چندانی پیدا نکرد، تفاوتی از نظر هدررفت خاک نیز مشاهده نگردید.



(ب) (الف)

شکل ۳- رابطه بین شیب سطح و تولید جریان سطحی (الف) و هدررفت خاک (ب)

(حروفات بیان‌گر وجود تفاوت معنی‌دار بین شدت‌های باران می‌باشد)

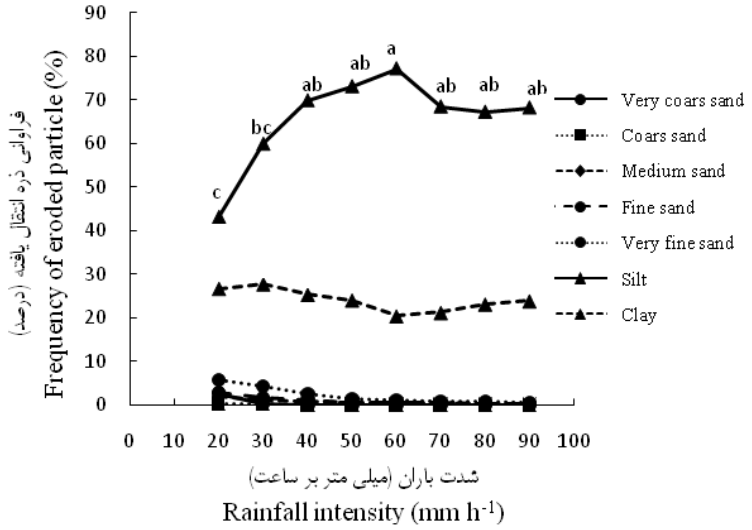
Figure 3- Relationship between slop slope steepness and surface runoff (a) and soil loss (b)

(The alphabets show significant differences among the rainfall intensities)

تحقیقات هوانگ و همکاران (۲۱) نیز نشان داد که با افزایش شیب سطح، حجم رواناب افزایش معنی‌داری (P<۰/۰۰۱) می‌یابد. باتانی و گریسمر (۶) بیان کردند که افزایش درصد شیب زمین در محدوده بین ۴ تا ۱۶ درصد، تأثیر مثبت و معنی‌دار بر میزان هدررفت خاک دارد. نتایج بررسی‌های کاینل (۲۶) نشان داد که با افزایش شیب به ویژه در مقادیر بیش از ۱۰ درصد، غلظت رسوب افزایش چشمگیری می‌یابد. مقایسه نتایج تأثیر شدت باران و شیب سطح بر تولید رواناب و هدررفت خاک (شکل ۲ و ۳) بیانگر آن است که شدت باران نقشی بارزتر نسبت به درجه شیب در میزان تولید رواناب و هدررفت خاک دارد. این نتیجه مؤید آن است که در خاک‌های منطقه نیمه‌خشک شدت باران مهمترین عامل تعیین کننده تولید رواناب در خاک‌ها باشد.

انتقال‌پذیری ذرات خاک به وسیله جریان سطحی تحت تأثیر شدت باران

شکل ۴ تغییرات درصد ذرات خاک را در شدت‌های مختلف باران نشان می‌دهد. ذرات اولیه خاک رفتار متفاوتی در برابر انتقال به وسیله جریان سطحی در شدت‌های مختلف باران نشان دادند. بیشترین جابه‌جایی ذرات اولیه متعلق به ذرات سیلت و رس بود به طوری که ذرات سیلت و رس به ترتیب حدود ۶۶ درصد و ۲۴ درصد از فرسایش خاک سطحی را شامل شدند. همانطور که شکل ۴ نشان می‌دهد با افزایش شدت باران (از شدت ۲۰ میلی‌متر بر ساعت تا شدت ۶۰ میلی‌متر بر ساعت) انتقال‌پذیری ذرات سیلت به طور قابل توجهی تحت تأثیر قرار گرفت و الگوی تقریباً افزایشی نشان داد. با توجه به نتایج می‌توان بیان کرد که ذرات سیلت حساسترین ذرات اولیه خاک به انتقال توسط جریان سطحی رواناب در شدت‌های مختلف باران بود. انتقال‌پذیری ذرات شن نیز تحت تأثیر شدت بارندگی کاهش یافت. تغییرات رس در شدت‌های مختلف باران از روند مشخصی پیروی نکرد. با افزایش شدت باران حجم رواناب افزایش یافت و جریان قوی‌تر، باعث جداشدن راحت‌تر و انتقال ذرات خاک شد. هم‌چنین با افزایش شدت باران انرژی جنبشی قطرات باران افزوده شد و تخریب خاکدانه‌ها و جداشدن ذرات افزایش یافت. به طور کلی انتقال ذرات سیلت بیشتر از دو ذره دیگر بود. علت این موضوع، انتقال انتخابی ذره سیلت به دلیل وزن کم و خاصیت چسبندگی پایین آن بود (۱۳). افزایش انتقال ذرات سیلت، عاملی مهم در کاهش سهم انتقال ذرات شن در هدررفت خاک بود. بررسی‌های اسدی و همکاران (۲) نشان داد که یک الگوی انتخابی در انتقال ذرات خاک به وسیله جریان سطحی وجود دارد.



شکل ٤- توزیع اندازه ذرات خاک فرسایش یافته در شدت‌های باران

(حروفات بیان‌گر وجود تفاوت معنی‌دار بین شدت‌های باران می‌باشد)

Figure 4- Particle size distribution of eroded soil in rainfall intensities

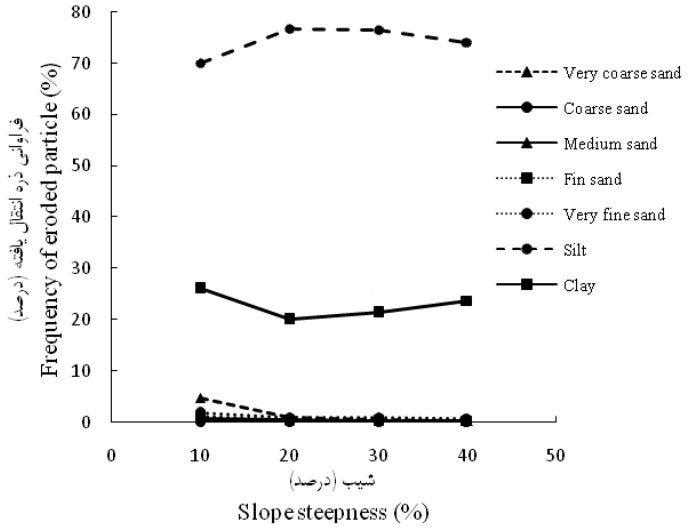
(The alphabets show significant differences among the rainfall intensities)

آن‌ها دلیل انتقال انتخابی ذرات با اندازه‌های مختلف را مقاومت متفاوت ذرات با اندازه‌های مختلف در مقابل انتقال یا وجود فرآیندهای مختلف انتقال برای ذرات با اندازه‌های مختلف اعلام کردند. بررسی‌های اسدی و همکاران (۴) در دو نوع خاک و در دامنه‌های

محدود از قدرت جریان (۲-۰/۵ mW<) نشان داد حداقل دو فرآیند متفاوت جهش-تعلیق و چرخش در انتقال ذرات به وسیله‌ی جریان مؤثر است که اهمیت نسبی آن‌ها به خصوصیات جریان، به ویژه قدرت جریان و بافت خاک، وابسته است. شی و همکاران (۳۶) نشان دادند به طور کلی رابطه‌ای قوی بین ارتباط رسوب با چرخش و قدرت جریان وجود دارد و بافت خاک عامل اصلی توزیع اندازه ذرات رسوب است.

انتقال‌پذیری ذرات خاک تحت تأثیر شیب سطح

ذرات سیلت و رس به ترتیب حساسترین ذرات اولیه خاک به انتقال توسط جریان سطحی در درجات مختلف شیب بودند. در کل، بیش‌ترین میزان ذرات منتقله در سطوح مختلف شیب مربوط به ذرات سیلت (۷۷ درصد) و رس (۲۳ درصد) و کمترین آن مربوط به ذرات شن درشت (۰/۰۷ درصد) بود. بررسی تغییرات ذرات انتقال یافته در درصدهای مختلف شیب سطح (شکل ۵) نشان داد که با افزایش درصد شیب سطح، انتقال اجزای شن (شن بسیار درشت، شن درشت، شن متوسط، شن ریز و شن بسیار ریز) تحت تأثیر قرار گرفته و به شدت کاهش یافت (P<۰/۰۱). ذرات سیلت و رس تغییرات چشمگیری را از نظر میزان انتقال با افزایش درجه شیب سطح نشان ندادند. حساسیت بالای ذرات سیلت به فرسایش باعث شد تا انتقال آن‌ها در تمام درجات شیب، نسبت به سایر ذرات اولیه بالاترین باشد. این قابلیت فرسایشی بالای ذرات سیلت عاملی بود تا مقدار انتقال آن به تغییرات شیب وابسته نباشد. این نتیجه بیانگر آن است که انتقال‌پذیری ذرات سیلت در سطوح مختلف شیب عمدتاً تابعی از ماهیت ذاتی آن (جرم کم و چسبندگی ناچیز) است. امکان تشکیل واحدهای ساختمانی توسط ذرات رس، عاملی است که باعث شد انتقال‌پذیری ذرات رس به نوبه خود بسیار کمتر از ذرات سیلت باشد. چنین به نظر می‌رسد که انتقال‌پذیری ذرات رس نیز مانند ذرات سیلت، بیشتر وابسته به ماهیت این ذره بوده و تغییرات شیب تأثیری مهم بر سهم انتقال آن توسط جریان سطحی نمی‌گذارد. منحنی تغییرات انتقال ذرات رس تقریباً قرینه منحنی انتقال ذرات سیلت بود. میزان انتقال ذرات سیلت در شیب ۱۰ درصد کمترین مقدار بود و در شیب ۲۰ درصد به حداکثر مقدار خود رسید و در این شرایط شیب، انتقال ذرات رس نتایجی عکس نشان داد. اگرچه میزان انتقال هر یک از ذرات سیلت و رس با افزایش درجه شیب ناچیز بود اما با افزایش شیب، به نظر می‌رسد که انتقال مجموع این دو ذره (سیلت + رس) باعث شد که سهم انتقال اجزای شن با افزایش شیب به طور قابل توجهی کاهش یابد. در این میان شدت کاهش انتقال ذرات بزرگ شن (شن بسیار درشت، شن درشت و شن متوسط) نسبت به سایر ذرات شن بیشتر بود. در پژوهشی رونگشنگ و ژابین (۳۳) بیان کردند که شن ریز قابلیت جداشدگی بالاتری را نسبت به شن درشت دارد و ذرات رس به دلیل چسبندگی بالا، قابلیت جداشدگی پایینی دارند.



شکل ۵- توزیع اندازه ذرات خاک فرسایش یافته در درجات شیب سطح

Figure 5- Particle size distribution of eroded soil in slope gradients

وابستگی هدررفت خاک بر انتقال ذرات

همبستگی بالایی بین میزان هدررفت خاک تحت تأثیر شدت باران و انتقال ذرات شن درشت (r=-۰/۸۷ ، P<۰/۰۱)، شن متوسط (r=-۰/۸۴ ، P<۰/۰۱)، شن ریز (r=-۰/۸۷ ، P<۰/۰۱)، شن بسیار

ریز (r=-۰/۸۸ ، P<۰/۰۱) و سیلت (r=۰/۸۵ ، P<۰/۰۱) وجود داشت (جدول ۲). با افزایش شدت بارندگی، انتقال اجزاء شن توصیف شده به شدت کاهش یافت. شن بسیار درشت و رس، ذراتی از خاک بودند که میزان انتقال آن‌ها تحت تأثیر شدت باندگی قرار نگرفت. بیش‌ترین میزان انتقال ذرات در شدت‌های مختلف باران مربوط به ذرات سیلت (۷۷/۱۴ درصد) و کمترین آن مربوط به ذرات شن بسیار درشت (۰/۰۴ درصد) بود. همانطور که پیشتر بیان شد شدت باران عاملی مهم در تولید رواناب و هدررفت خاک بود به طوری که با افزایش شدت باران، تولید رواناب به شدت افزایش یافت و این موضوع، هدررفت بیشتر ذرات خاک را به دنبال داشت (شکل ۲). از بین ذرات خاک، سیلت بیشترین سهم را در هدررفت خاک بر اثر شدت باران داشت. همگام با افزایش هدررفت ذرات سیلت با افزایش شدت باران، هدررفت ذرات شن کاهش یافت. با وجود آن که در جریان‌های شدید حاصل از باران‌های شدید، قابلیت انتقال ذرات توسط جریان بیش‌تر بود لیکن سهم انتقال ذرات درشت (شن) برخلاف ذرات ریز (سیلت) به دلیل جرم بالا بسیار کم بود. امکان چسبندگی بالای ذرات رس به یکدیگر و تشکیل ذرات ثانویه سنگین، مقاومت آن‌ها را به تخریب در اثر ضربه قطرات باران افزایش داد. بنابراین حتی در شدت‌های باران بالا، هدررفت ذرات رس افزایش قابل توجهی پیدا نکرد. این نتایج در بخشی موافق با یافته‌های ویشمایر و اسمیت (۴۸) است که نشان دادند که ذرات سیلت برخلاف ذرات شن درشت و رس، حساسیت بالایی به فرآیندهای فرسایش آبی دارند. بر خلاف نتایج این پژوهش، در سایر پژوهش‌ها گزارش شد که ذرات رس بیش‌ترین سهم را در هدررفت خاک دارند. در این راستا کوینتون و همکاران (۳۱) در پژوهش‌های خود مشاهده کردند که ذرات رس در رسوب نسبت به خاک بیشتر است. همچنین ارسکین و همکاران (۱۵) این نسبت را برای ذرات رس در رسوب ۳/۶۱ گزارش دادند. در پژوهشی اکویو و هاریلال (۱۴) در هند نیز نشان دادند که خاک با حدود ۳۰ درصد رس، کمترین هدررفت را به واسطه ترکیب متعادل اجزاء شن، سیلت و رس دارا بود. در این خاک علاوه بر کاهش به دلیل چسبندگی مناسب ذرات به یکدیگر، فرسایش پاشمانی کاهش یافت و نفوذپذیری خاک نیز افزایش یافت. بررسی هدررفت خاک تحت تأثیر درجه شیب و انتقال‌پذیری ذرات خاک نیز نشان داد که همبستگی معنی‌دار بین هدررفت خاک و انتقال ذرات شن درشت (r=-۰/۹۶ ، P<۰/۰۵)، شن متوسط (r=-۰/۹۷، P<۰/۰۱) ، شن ریز (r=-۰/۹۷، P<۰/۰۱) و شن بسیار ریز (r=-۰/۹۶، P<۰/۰۵) وجود داشت. با افزایش درجه شیب، انتقال‌پذیری این اجزاء شن به شدت کاهش یافت. میزان انتقال شن بسیار درشت، سیلت و رس تحت تأثیر شیب سطح قرار نگرفت. چنین به نظر می‌رسد که عدم وجود چسبندگی بین ذرات سیلت و قابلیت انتقال آسان آن‌ها باعث شد که این ذرات ماهیتاً بسیار حساس به انتقال باشند و تحت تأثیر عامل تشدید دهنده فرسایش (درصد شیب) قرار نگیرد. ذرات رس نیز تا اندازه‌ای رفتاری مشابه با ذرات سیلت نشان دادند و میزان انتقال آن‌ها متأثر از شیب سطح نبود بلکه ماهیت ذاتی این ذره عاملی بود که موجب شد قابلیت انتقال آن در تمام شیب‌های مورد بررسی نسبتاً بالا باشد. ذرات شن بسیار درشت برخلاف این دو ذره (سیلت و رس) به دلیل جرم بالا قابلیت انتقال بسیار محدودی داشتند و اگرچه افزایش درجه شیب، افزایش تولید رواناب را به همراه داشت اما عملاً رواناب تولید شده همچنان قادر به انتقال این ذرات درشت خاک نبود. از این رو در مورد این ذره نیز می‌توان تصور کرد که ماهیت ذاتی این ذرات، مهمترین عامل تعیین کننده میزان انتقال آن‌ها به وسیله جریان سطحی باشد.

	شن بسیار درشت	شن درشت	شن متوسط	شن ریز	شن بسیار ریز	سیلت	رس
	Very coarse sand	Coarse sand	Medium sand	Fine sand	Very fine sand	Silt	Clay
هدررفت خاک تحت تأثیر شدت باران Soil loss in rainfall intensities	-0.56	-0.87**	-0.84**	-0.87**	-0.88**	0.85**	0.69
هدررفت خاک تحت تأثیر شیب سطح Soil loss in slope steepness	-0.45	-0.96*	-0.97**	-0.97**	-0.96*	0.66	-0.54

*: معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪ و **: معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪

*: Difference is significant at P < 0.05; **: Difference is significant at P < 0.01

نتیجه‌گیری کلی

نتایج این پژوهش نشان داد که شدت باران و شیب سطح از عوامل مهم در تولید جریان سطحی و فرسایش سطحی خاک می‌باشند. در این میان، نقش شدت باران بر هدررفت خاک بسیار بارزتر از نقش شیب سطح بود. افزایش هدررفت خاک در کنار تأثیر بیشتر ضربه قطرات باران بر تخریب خاک، به دلیل افزایش تولید رواناب سطحی بود به طوری که رابطه‌ای معنی‌دار بین شدت باران و تولید رواناب سطحی وجود داشت (R^2= ۰/۹۹). با افزایش شدت باران و در نتیجه افزایش تولید رواناب، قدرت تخریب و انتقال ذرات خاک افزایش یافت. ذرات سیلت بیش‌ترین سهم را در هدررفت خاک با

افزایش شدت باران داشتند. با این‌وجود نسبت هدررفت ذرات شن به دلیل داشتن جرم بالا در شدت‌های بالای باران کاهش یافت. وجود خاصیت چسبندگی در ذرات رس نیز یکی از عوامل مهم پیوند این ذرات به هم بود به طوری که با افزایش شدت باران، نسبت هدررفت این ذرات افزایش قابل توجهی پیدا نکرد. اگرچه شیب سطح نیز عامل مهمی در میزان هدررفت خاک و انتقال ذرات بود، در شیب‌های بالای ۲۰ درصد، تفاوتی چشمگیر در میزان تولید جریان سطحی مشاهده نشد. این درصد شیب، به عنوان کمترین میزان شیب سطح برای وقوع بیشترین میزان رواناب و در نتیجه هدررفت خاک در اثر باران بود. انتقال ذرات شن بسیار درشت، سیلت و رس تحت تأثیر شیب سطح قرار نگرفت. ماهیت ذاتی ذرات سیلت (جرم نسبتاً پایین و فقدان چسبندگی) نقشی مهم در حساسیت بسیار بالای آن‌ها به انتقال به وسیله جریان سطحی بود. ذرات رس نیز به دلیل جرم پایین حساسیتی نسبتاً زیاد به انتقال نشان دادند و انتقال آن‌ها مانند ذرات سیلت، به دلیل ماهیت ذاتی ذرات بود و تابعی از میزان شیب سطح نبود. با افزایش نسبت هدررفت ذرات سیلت و رس در رسوب، نسبت هدررفت ذرات شن (به جز شن بسیار درشت) به شدت کاهش یافت.

منابع

1. Akbari S. and Vaezi A.R. 2015. Investigating aggregates stability against raindrops impact in some soils of a semi-arid region, north west of Zanjan. 2015. Water and Soil Science, 25(2): 65-77. (in Persian)
2. Asadi H., Ghadiri H., Rose C.W. and Rouhipour H. 2007a. Interrill soil erosion processes and their interaction on low slopes. Earth Surface Processes and Landforms, 32(5): 711-724 .
3. Asadi H., Ghadiri H., Rose C. W., Yu, B. and Hussein J. 2007b. An investigation of flow-driven soil erosion processes at low streampowers. Journal of Hydrology, 342(1): 134-142 .
4. Asadi H., Moussavi A., Ghadiri H. and Rose C. W. 2011. Flow-driven soil erosion processes and the size selectivity of sediment. Journal of Hydrology, 406(1): 73-81.
5. Basic F., Kisic I., Nestroy O., Mesic M. and Butorac A. 2002. Particle size distribution (texture) of eroded soil material. Journal of Agronomy and Crop Science, 188(5): 311-322 .
6. Battany M. and Grismer M. 2000. Rainfall runoff and erosion in Napa Valley vineyards: effects of slope, cover and surface roughness. Hydrological Processes, 14(7): 1289-1301.
7. Biddoccu M., Ferraris S., Cavallo E., Opsi F., Previati M. and Canone D. 2013. Hillslope Vineyard rainfall-runoff measurements in relation to soil infiltration and water content. Procedia Environmental Sciences, 19: 351-360 .
8. Blake G. and Hartge K. 1986. Bulk density, clod method. Methods of soil analysis: Part, 1 .
9. Bouyoucos G. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. Agronomy Journal, 54(5):464-465.
10. Chartier M., Rostagno C. and Videla L. 2013. Selective erosion of clay, organic carbon and total nitrogen in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. Journal of Arid Environments, 88: 43-49.
11. Chamizo S., Cantón Y., Rodríguez-Caballero E., Domingo, F. and Escudero, A. 2012. Runoff at contrasting scales in a semiarid ecosystem: A complex balance between biological soil crust features and rainfall characteristics. Journal of Hydrology, 452:130–138.
12. Dahnke W. and Whitney D. 1988. Measurement of soil salinity. Recommended chemical soil test procedures for the North Central Region. North Dakota Agric. Exp. Stn. Bull. 32-34.
13. Edwards W. M. and Larson W. 1969. Infiltration of water into soils as influenced by surface seal development. Amer Soc Agr Eng Trans Asae .
14. Ekwue E. and Harrilal A. 2010. Effect of soil type, peat, slope, compaction effort and their interactions on infiltration, runoff and raindrop erosion of some Trinidadian soils. Biosystems Engineering, 105(1): 112-118.
15. Erskine W.D., Mahmoudzadeh A. and Myers C. 2002. Land use effects on sediment yields and soil loss rates in small basins of Triassic sandstone near Sydney, NSW, Australia. Catena, 49(4): 271-287.
16. Foster G. 1982. Modeling the erosion process. Hydrologic modeling of small watersheds, 297-380 .
17. Goh T., Arnaud R.S. and Mermut A. 1993. Aggregate stability to water. Soil Sampling and Methods of Analysis, 177-180.
18. González-Pelayo O., Andreu V., Gimeno-García E., Campo J. and Rubio J.L. 2010. Rainfall influence on plot-scale runoff and soil loss from repeated burning in a Mediterranean-shrub ecosystem, Valencia ,Spain. Geomorphology,

118(3): 444-452.

19. Gupta O.P. 2002. Water in relation to soils and plants. Agrobios, India. Pp: 31-34.
20. Hasanzadeh H., Vaezi A.R. and Mohammadi M.H. 2013. Runoff variations of different soils in plot scale under the same simulated rainfalls. Iranian J. of Soil and Water Research, 44(3): 245-254. (in Persian)
21. Huang J., Wu P. and Zhao X. 2013. Effects of rainfall intensity, underlying surface and slope gradient on soil infiltration under simulated rainfall experiments. Catena, 104: 93-102.
22. Issa O.M., Bissonnais Y.L., Planchon O., Favis-Mortlock D., Silvera N. and Wainwright J. 2006. Soil detachment and transport on field-and laboratory-scale interrill areas: erosion processes and the size-selectivity of eroded sediment. Earth Surface Processes and Landforms, 31(8): 929-939.
23. Jin K., Cornelis W.M., Gabriels D., Schiettecatte W., De Neve S., Lu J. and Jin J. 2008. Soil management effects on runoff and soil loss from field rainfall simulation. Catena, 75(2): 191-199.
24. Kemper W. and Rosenau R. 1986. Aggregate stability and size distribution.
25. Kim J.K., Onda, Y., Kim M.S. and Yang D.Y. ***2014. Plot-scale study of surface runoff on well-covered forest floors under different canopy species***. Quaternary International, 344:75-85.
26. Kinnell P. 2000. The effect of slope length on sediment concentrations associated with side-slope erosion. Soil Science Society of America Journal, 64(3): 1004-1008.
27. Leguédois S. and Bissonnais Y. L. 2004. Size fractions resulting from an aggregate stability test, interrill detachment and transport. Earth Surface Processes and Landforms, 29: 1117-1129.
28. Merten G.H., Araújo A.G., Biscaia R.C.M., Barbosa G.M.C. and Conte O. 2015. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. Soil and Tillage Research, 152: 85-93.
29. Peng T. and Wang S.J. 2012. Effects of land use, land cover and rainfall regimes on the surface runoff and soil loss on karst slopes in southwest China. Catena 90: 53–62.
30. Pérez-Latorre F. J., de Castro L. and Delgado A. 2010. A comparison of two variable intensity rainfall simulators for runoff studies. Soil and Tillage Research, 107(1): 11-16.
31. Quinton J.N., Catt J.A. and Hess T.M. 2001. The selective removal of phosphorus from soil. Journal of Environmental Quality, 30(2): 538-545.
32. ***Rafahi*** H.Gh. 2015. ***Soil Erosion*** by Water & Conservation. 7th edition.Tehran University Publication. 674 pp, (in Persian)
33. Rongsheng F. and Zhanbin L. 1993. Rainsplash and sediment transport model on the slope. Journal of Hydraulic Engineering, 6: 24-29.
34. Rubio J. L., Forteza J., Andreu V. and Cerni R. 1997. Soil profile characteristics influencing runoff and soil erosion after forest fire: a case study (Valencia, Spain). Soil Technology, 11(1): 67-78.
35. Santos F.L., Reis J.L., Martins O. C., Castanheira N.L. and Serralheiro R.P. 2003. Comparative assessment of infiltration, runoff and erosion of sprinkler irrigated soils. Biosystems Engineering, 86(3): 355-364.
36. Shi Z., Fang N., Wu F., Wang L., Yue B. and Wu G. 2012. Soil erosion processes and sediment sorting associated with transport mechanisms on steep slopes. Journal of Hydrology, 454: 123-130.
37. Tan K. H. 2005. Soil sampling, preparation, and analysis: CRC press. 75-86.
38. Thomas G. 1996. Soil pH and soil acidity. Methods of soil analysis. Part, 3: 475-490.
39. Touma J., Raclot D., Al-Ali Y., Zante P., Hamrouni H. and Dridi B. 2011. In situ determination of the soil surface crust hydraulic resistance. Journal of Hydrology, 403(3): 253-260.
40. Tripathi R. P. and Ogbazghi W. 2016. Watershed management to enhance rainwarter conservation and crop yields in semiarid environments-A case study at Hamelmalo Agricultural College, Anseba region of Eritera. Agricultural water Management 168: 1-10.
41. USDA S. 1972. Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples. Soil survey Investigations Rep (1).
42. Vaezi A.R. 2014. Modeling Runoff from Semi-Arid Agricultural Lands in Northwest Iran. Pedosphere, 24(5): 595–604.
43. Vaezi A.L., Bahrami H., Sadeghi H., and Mahdian M. 2008. Modeling the USLE K-factor for calcareous soils in northwestern Iran. Geomorphology 97 (3): 414-423.
44. Vaezi A.L., Hasanzadeh H. and Mohammadi M.H. 2013. Runoff variations in the soil textures samples in the plot

scale under the same rainfall events. Iranian Journal of Soil and Water Research. 44(3): 243-253. (In Persian)
45. Walkly A. and Black I. 1982. 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(2): 29-38.
46. Walling D. 1988. Erosion and sediment yield research some recent perspectives. Journal of Hydrology, 100(1): 113-141.
47. Williams J., Rose C., Thorne P., Coates L., West J., Harcastle P. and Wilson D. 1996. Observed suspended sediments in storm conditions. Coastal Engineering Proceedings, 1(25).
48. Wischmeier W. H., & Smith D. D. 1978. Predicting rainfall erosion losses-A guide to conservation planning. Predicting rainfall erosion losses-A guide to conservation planning.
49. Zhang G.-H., Guo-Bin L., Guo-Liang W. and Yu-Xia W. 2011. Effects of vegetation cover and rainfall intensity on sediment-bound nutrient loss, size composition and volume fractal dimension of sediment particles. Pedosphere, 21(5): 676-684.
50. Zhao L., Liang X. and Wu F. 2014. Soil surface roughness change and its effect on runoff and erosion on the Loess Plateau of China. Journal of Arid Land, 6(4): 400-409.
51. Zhao X., Huang J., Gao X., Wu P. and Wang. J. 2014. Runoff features of pasture and crop slopes at different rainfall intensities, antecedent moisture contents and gradients on the Chinese Loess Plateau: A solution of rainfall simulation experiments. Catena, 119: 90-96.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 216-229

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۲۹-۲۱۶

Particle Size Distribution of Surface-Eroded Soil in Different Rainfall Intensities and Slope Gradients

A.R. Vaezi[1*] - M. Ebadi[2]

Received: 30-12-2015
Accepted: 11-04-2016

Introduction: Soil water erosion on the slope lands involves detachment, transport and deposition of soil materials due to erosive forces of raindrops and surface runoff. Surface runoff can produce relatively high soil loss and is often the dominant hillslope erosion process. The rate of surface runoff which controls surface erosion on the uniform areas in the hillsolpes, is dependent on rainfall intensity and slope steepness. In various studies, the relationships between rainfall characteristics and surface runoff were well known. Many studies have been performed on the relationship between runoff and rainfall characteristics and soil loss.The effects of slope steepness on the surface runoff and soil loss were also investigated by many researchers. In a few studies, the transportation of soil particles has been studied. For examples, some studies showed that the soil particles have different susceptibility to transport by surface flow . However, limited information is available on the effects of rainfall intensity and slope steepness on the transportability of soil particles by surface runoff in the semi-arid areas. Therefore, the objective of this study was to investigate the effects of rainfall intensity and slope steepness on the transport rate of soil particles by surface runoff in a medium soil texture in semi-arid region.

Materials and Methods: A clay loam soil with similar particle size distribution (33.15% sand, 33.22% silt and 33.63% clay) was provided to study the detachability of soil particles by surface runoff. Soil loss and particle size distribution of eroded material were determined in the soil under zero, 10%, 20%, 30% and 40% slope steepness using simulated rainfall with 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 and 90 mm h^{-1} in intensity. Soil samples were filled to 32 cm × 50 cm flumes with 7 cm depth and exposed to simulated rainfalls. Surface runoff, surface soil erosion and particle size distribution (PSD) of eroded material were determined in the slopes under simulated rainfalls. A total of 135 trials were carried out on 45 soil samples using the factorial completely randomized
design with three replications. Data of surface soil erosion and transportation of soil particles were compared using the Duncan's test among the rainfall intensities and slope steepness.

Results and Discussion: No surface runoff and surface soil erosion were observed in 10 mm h^{-1} rainfall intensity. Rainfall intensity of 20 mm h^{-1} appeared to be the threshold rainfall intensity to make surface runoff and surface soil erosion. Based on the results, surface runoff, surface erosion and kind of eroded soil particles were significantly affected by rainfall intensity ($P< 0.001$). Significant relationships were found between rainfall intensity and surface runoff ($R^2= 0.98$) and surface erosion ($R^2= 0.99$). Surface runoff increased strongly with increasing rainfall intensity. Increases in the rainfall intensity caused more runoff production as well as more detachment of soil surface particles . Surface runoff and surface erosion were affected strongly by the slope steepness. With an increase in the slope steepness, more surface runoff was produced and in consequence, surface soil erosion was considerably increased. Significant differences were found in the PSD of eroded material among the diffrent rainfall intensities ($P< 0.001$) and the slope steepness ($P< 0.001$). Silt showed to be the sensitive soil particles to surface erosion in rainfall intensities and slope steepness. Silt included about 66% and 74% of eroded soil particles in the rainfall intensities and the slope steepness, respectively. Sand fractions (very coarse sand, coarse sand, medium sand, fine sand, very fine sand) were the resistant soil particles to surface erosion in the rainfall intensities and the surface slopes. In higher rainfall intensities and slope steepness, more surface soil erosion was produced which was associated with the more transport of silt.

Conclusion: Rainfall intensity was the more important factor than the slope steepness in the soil loss and transportation rate of soil particles by surface runoff. Silt was the most susceptible soil particle to erosion by surface runoff in the rainfall intensities and the slope steepness. The transportation of very coarse sand and clay didn't appear significant differences for both the rainfall intensities and the slope steepness. Protection of soil surface from raindrop impact is essential for prevention of runoff and soil loss in steep slopes especially for intensive rainfalls.

1 and 2- Associate Professor and Former M.Sc. students, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Zanjan
(*-Corresponding Author Email: vaezi.alireza@znu.ac.ir)

Keywords: Simulated rainfall, Runoff, Soil primary particles, Transportability

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 230-240

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۴۰-۲۳۰

مقایسه‌ی توانایی نقشه‌های سنتی و رقومی در بیان پراکنش خاک‌ها با استفاده از شاخص‌های تفرق

زهره مصلح[1*]- محمدحسن صالحی[2]- اعظم جعفری[3]- عیسی اسفندیارپور بروجنی[4]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۸/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۲/۰۶

چکیده

برای بررسی توانایی روش‌های نقشه‌برداری خاک (سنتی و رقومی) در توصیف پراکنش خاک‌ها در دشت شهرکرد استان چهارمحال و بختیاری، ۱۲۰ خاک‌رخ با فواصل تقریبی ۷۵۰ متر حفر، تشریح و نمونه‌برداری شدند. نقشه‌های سنتی خاک در دو مرحله‌ی جداگانه در سطوح گروه بزرگ و زیرگروه تهیه گردیدند. همچنین، نقشه‌های رقومی کلاس‌های خاک در دو سطح رده‌بندی مذکور با مدل رگرسیون لاجیستیک چندجمله‌ای تهیه شدند. سپس، واحدهایی که در نقشه‌های سنتی دارای فراوانی بیشتری بودند انتخاب و همان واحدها بر روی نقشه‌های رقومی قرار داده شدند. شاخص تفرق شانن در هر یک از نقشه‌ها برای دو سطح رده‌بندی مزبور تعیین گردید و اختلاف میانگین آن‌ها بین دو نقشه از نظر آماری مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که برای اکثر واحدها در هر دو سطح رده‌بندی، تفرق شانن برای نقشه‌های رقومی بیشتر از نقشه‌های سنتی است و در سطح گروه بزرگ و زیرگروه این اختلاف، به‌ترتیب، برای ۷۵ و ۵۰ درصد از واحدها در سطح احتمال ۰/۰۵ و ۰/۰۰۱ معنی‌دار می‌باشد. با توجه به واقعیت پیچیدگی پراکنش خاک‌ها و تغییرات پیوسته‌ی آن‌ها به‌نظر می‌رسد که جدا کردن مرز دقیق کلاس‌های خاک غیر ممکن است و شاخص‌های تفرق نیز این موضوع را تایید نموده و توانسته‌اند توانایی روش نقشه‌برداری رقومی را در بیان توصیف پراکنش خاک‌ها نشان دهند. پس از آگاهی از تغییرات مکانی خاک، نحوه‌ی مدیریت آن چالش بسیار مهمی است که هنوز نیازمند بهبود و توسعه‌ی دستگاه‌ها و ابزارهای مدیریتی است و انتظار می‌رود در آینده‌ی نزدیک، شاهد تغییر نحوه‌ی مدیریت اراضی با فنون و روش‌های نوین باشیم.

واژه‌های کلیدی: رگرسیون لاجیستیک، شاخص‌های تفرق، روش‌های نقشه‌برداری خاک

مقدمه

مدیریت صحیح منابع به میزان شناخت ما از توزیع مکانی خاک و ویژگی‌های آن بستگی دارد (۴). نقشه‌های خاک از جمله مهم‌ترین منابع اطلاعاتی هستند که در این زمینه به‌کار برده می‌شوند (۲۱ و ۲۳). بنیان‌گذاری نتایج نقشه‌برداری سنتی بر مبنای خاک‌رخ شاهد و تعمیم نتایج آن به کل واحد نقشه، ترسیم دستی نقشه‌ها و افزایش خطای ناشی از سلیقه‌ی شخصی و در نظر نگرفتن تغییرات مکانی خاک، از جمله‌ی مهم‌ترین محدودیت‌های روش نقشه‌برداری سنتی می‌باشند. با وجود اینکه نقشه‌های سنتی خاک برای ارائه‌ی اطلاعات کمّی از تغییرپذیری خاک ناکارآمد می‌باشند ولی در بسیاری از مطالعات محیطی استفاده می‌شوند (۱۳). صالحی و همکاران (۱۶) بیان نمودند که درون واحدهای نقشه‌ی خاک تفصیلی نیز خاک‌های متفاوتی وجود دارند و در نتیجه این امکان وجود دارد که این‌گونه نقشه‌ها نتوانند اطلاعات کافی و قابل اعتمادی برای استفاده در کشاورزی دقیق و مدیریت پایدار فراهم نمایند. زیادت (۲۳) بیان می‌کند که نقشه‌های سنتی خاک در انعکاس صحیح و دقیق ماهیت پویا و تغییرپذیر خاک ناکارآمد هستند.

پیشرفت در فناوری اطلاعات، تمامی علوم را قادر کرده است تا تقاضاهای جدید زندگی امروزه‌ی بشر را پاسخگو باشند. پدولوژی نیز از این قاعده مستثنی نبوده و نیازمند به‌کارگیری روش‌ها و فنون جدید در نمونه‌برداری، تجزیه‌های آزمایشگاهی، پردازش و تفسیر اطلاعات خاک است. در این زمینه، نقشه‌برداری رقومی، با بررسی تغییرات پیوسته‌ی خاک، تلاش می‌کند تا بر اساس پارامترهای محیطی که به‌سادگی قابل دست‌یابی یا محاسبه هستند؛ کلاس‌های خاک را پیش‌بینی نماید. در این روش، تکنیک‌های مختلفی مانند رگرسیون لاجیستیک، شبکه‌های عصبی مصنوعی و طبقه‌بندی درختی می‌توانند

۱و ۲- دانشجوی دکتری و استاد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه شهرکرد
(*- نویسنده مسئول: Email: mosleh.zohreh@yahoo.com)
۳- استادیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه شهید باهنر کرمان
۴- دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه ولیعصر (عج) رفسنجان
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.50538

استفاده شوند (۱ و ۸).

تغییرپذیری خاک‌ها متأثر از فاکتورها و فرآیندهای خاکسازی می‌باشد و برآیند این عوامل بر میزان تنوع آن‌ها تأثیر می‌گذارد. استفاده از شاخص‌های تنوع ژنتیکی شامل شاخص‌های غنی‌شدگی[1]، همواری[2] و تفرق[3] به‌عنوان معیارهای اندازه‌گیری پراکندگی اولین بار توسط ایبانز و همکاران (۹) مطرح شد. تفرق خاک، مفهومی متفاوت برای کمّی‌کردن تغییرپذیری خاک می‌باشد که در دهه‌های اخیر از آن در علوم خاک استفاده شده است (۱۱، ۲۰، ۶ و ۷). اسفندیارپور بروجنی و صفری (۷) استفاده از شاخص‌های تفرق را راهکاری مفید برای بررسی تغییرات درون واحدهای نقشه‌ی خاک معرفی نمودند.

اگرچه تفرق کلاس‌های خاک در پژوهش‌های مختلفی مورد بررسی قرار گرفته است اما تا کنون توانایی روش‌های مختلف نقشه‌برداری برای بیان وضعیت پراکنش خاک‌ها در یک واحد مشخص با استفاده از این شاخص‌ها مورد توجه کافی قرار نگرفته است. همچنین، در مطالعات قبلی، نقشه‌ی خاک در سطح مشخصی از رده‌بندی تهیه و سپس در همان نقشه، میزان تفرق برای یک توالی سلسله مراتبی از سطوح رده‌بندی خاک تعیین شده است؛ در صورتی که به‌نظر می‌رسد اگر این مقایسه بین نقشه‌هایی که در سطوح مختلف رده‌بندی تهیه شده‌اند صورت پذیرد تأثیر سطح رده‌بندی در بیان تفرق کلاس‌های خاک مشخص می‌گردد. بنابراین، در پژوهش حاضر، توانایی روش‌های نقشه‌برداری سنتی و رقومی خاک برای بیان تفرق کلاس‌های خاک در نقشه‌های تهیه‌شده در سطوح گروه بزرگ و زیرگروه در دشت شهرکرد استان چهارمحال و بختیاری مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه‌ی مورد مطالعه

منطقه‌ی مورد مطالعه شامل بخشی از اراضی دشت شهرکرد می‌باشد که بین طول‌های جغرافیایی ´۴۷ °۵۰ تا ´۰۰ °۵۱ شرقی و عرض‌های جغرافیایی ´۱۳ °۳۲ تا ´۲۳ °۳۲ شمالی قرار گرفته است و مساحتی بالغ بر ده هزار هکتار را شامل می‌شود. میانگین ارتفاع منطقه از سطح دریا ۲۰۵۰ متر می‌باشد. به استناد آمار ایستگاه هواشناسی سینوپتیک شهرکرد (سایت اداره‌ی کل هواشناسی استان چهارمحال و بختیاری)، میانگین بارندگی و دمای سالیانه‌ی منطقه در یک دوره‌ی آماری ۶۰ ساله (سال‌های ۱۳۳۴ تا ۱۳۹۳)، به ترتیب، ۳۱۷ میلی‌متر و ۲۳ درجه‌ی سلسیوس می‌باشد. رژیم‌های رطوبتی و حرارتی خاک‌های منطقه‌ی مطالعاتی، به‌ترتیب، زریک و مزیک می‌باشند. خاک‌های این منطقه به‌طور عمده بر روی رسوبات رسی و سیلتی مربوط به دوران چهارم زمین‌شناسی (دوره‌ی کواترنری) تشکیل شده‌اند و بخش اعظم این دشت به‌واسطه‌ی زمین‌های حاصلخیز، تحت کشت قرار دارد. کاربری عمده‌ی اراضی در این منطقه، کشت آبی گندم، یونجه و ذرت می‌باشد.

مطالعات صحرایی، آزمایشگاهی و رده‌بندی خاک‌ها

با توجه به نقشه‌ی خاک موجود برای منطقه‌ی مورد مطالعه و بر اساس مطالعات خاکشناسی نیمه‌تفصیلی (۱۵)، ۱۲۰ خاک‌رخ با فواصل تقریبی ۷۵۰ متر حفر گردید. تمامی خاک‌رخ‌های حفرشده، بر اساس راهنمای تشریح و نمونه‌برداری خاک‌ها در صحرا (۱۷) تشریح گردیدند و از تمامی افق‌های ژنتیکی آن‌ها نمونه‌برداری صورت گرفت. سپس، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک، بر اساس روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شدند. بر اساس اطلاعات حاصل از مشاهدات صحرایی و آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، رده‌بندی خاک‌رخ‌ها بر مبنای سامانه‌ی رده‌بندی آمریکایی (۱۸) تا سطح زیرگروه نهایی گردید.

تهیه‌ی نقشه‌های سنتی خاک

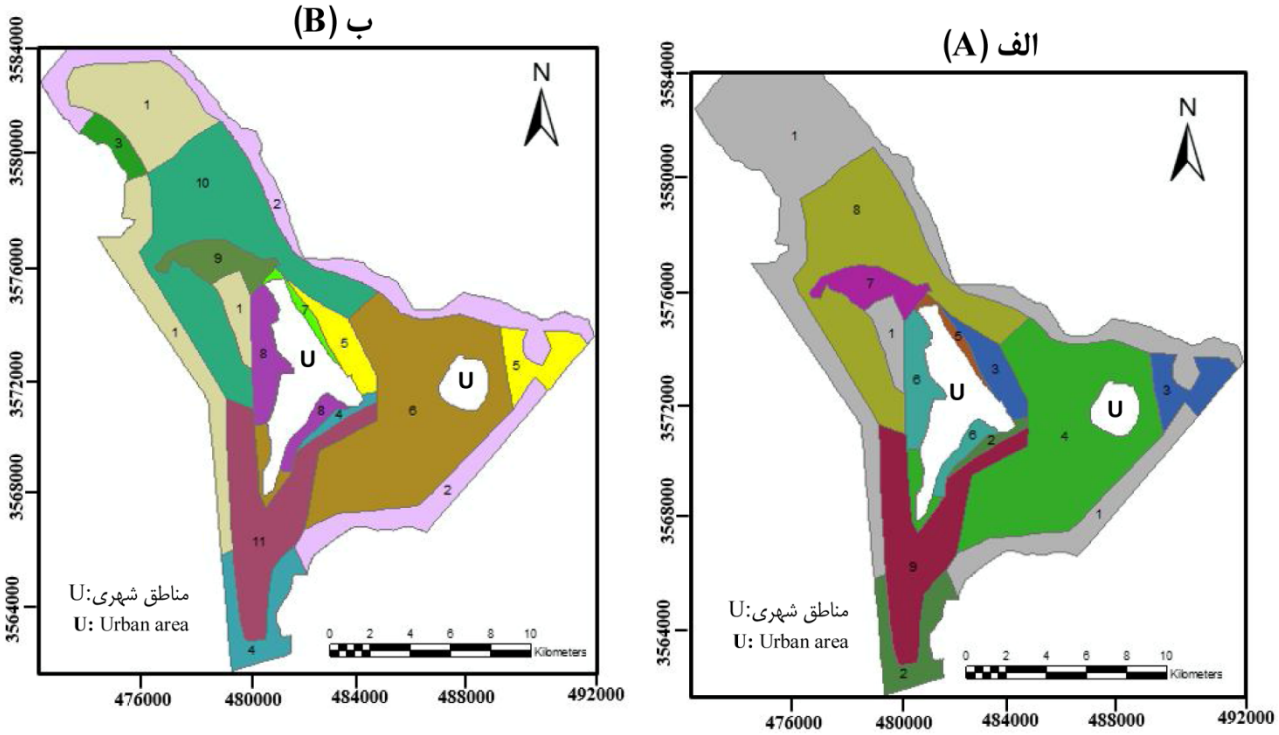
بر مبنای تفسیر عکس‌های هوایی (با مقیاس ۱:۴۰۰۰۰)، نقشه‌ی زمین‌شناسی (با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰)، تصاویر گوگل ارث (تا حدی از بزرگنمایی که تصاویر به‌طور کامل قابل مشاهده بودند) و نیز بازدیدهای صحرایی، نقشه‌ی اولیه‌ی خاک تهیه گردید. سپس، نقشه‌ی موقعیت مکانی خاک‌رخ‌های حفرشده بر روی نقشه‌ی اولیه‌ی خاک قرار داده شد. بر مبنای اطلاعات موجود در کارت تشریح خاک‌رخ‌ها، در دو مرحله‌ی جداگانه، نوع واحد نقشه و به تبع آن، خاک‌رخ (های) شاهد در دو سطح گروه بزرگ و زیرگروه، تعیین و در نهایت بر اساس اطلاعات آزمایشگاهی، نقشه‌های خاک نهایی (مقیاس ۱:۵۰۰۰۰) تهیه گردیدند. نقشه‌های سنتی خاک تهیه‌شده در شکل ۱ و راهنمای نقشه‌های تهیه‌شده در سطح گروه بزرگ و زیرگروه، به‌ترتیب، در جدول‌های ۱ و ۲ ارائه شده‌اند.

تهیه‌ی نقشه‌ی رقومی خاک

در این پژوهش برای تهیه‌ی نقشه‌های رقومی، مدل‌های مختلفی مورد بررسی قرار گرفتند که از میان آن‌ها، مدل رگرسیون لاجیستیک چندجمله‌ای با صحت عمومی[4] ۶۶ و ۵۰ درصد، به‌ترتیب در سطح

1- Richness
2- Evenness
3- Diversity
4- Overall accuracy

گروه بزرگ و زیرگروه، دارای بالاترین صحت عمومی بود. بـه همـین دلیل این مدل برای پیش‌بینی کلاس‌های خاک استفاده شد.



شکل ۱- نقشه‌ی خاک تهیه شده به روش سنتی در سطح گروه بزرگ (الف) و زیرگروه (ب)

Figure 1.Conventional soil maps at great group (A) and subgroup (B) levels.

جدول ۱- راهنمای نقشه خاک در سطح گروه بزرگ

Table 1- Legend of soil map at great group level.

نماد Symbol	واحد نقشه Map unit
1	Calcixerepts
2	Epiaquepts
3	Haploxerepts
4	A-B Association A: Haploxerepts B: Calcixerepts
5	A-B Association A: Epiaquepts B: Halpoxeralfs
6	A-B Association A: Epiaquepts B: Haploxerepts
7	A-B Association A: Haploxeralfs B: Calcixerepts
8	A-B Association A: Calcixerepts B: Haploxeralfs
9	A-B Association A: Haploxerepts B: Epiaquepts

برای این منظـور، کـلاس‌هـای خـاک در دو مرحلـه‌ی مجـزا در سـطوح رده‌بنـدی مـورد نظـر (گـروه بـزرگ و زیرگـروه) بـه همـراه پارامترهای محیطی (ویژگی‌های اولیه و ثانویه‌ی مدل رقومی ارتفـاع، شاخص‌های سنجش از دور، نقشه‌ی زمین‌شناسـی، نقشـه‌ی خـاک و نقشه‌ی ژئومورفولوژی) برای مدل تعریف شـدند و سـپس، بـر مبنـای ارتباط پارامترهای محیطی با پراکنش خـاک‌هـا، پـیش‌بینـی صـورت گرفت. برای تهیـه‌ی نقشـه‌هـای رقـومی نیمـه‌تفصـیلی (۱:۵۰۰۰۰)، مطابق با اندازه‌ی پیکسلی پیشنهادشده برای نقشـه‌بـرداری در سـطح نیمه‌تفصیلی، تمامی پارامترهای محیطـی بـه نقشـه‌هـای رسـتری بـا اندازه‌ی پیکسل ۵۰ متر تبدیل شدند (۱۰). مدل‌سـازی بـا اسـتفاده از بسته‌ی نرم‌افزاری caret و در محیط نرم‌افزار R انجام شد. مدل مورد استفاده با داده‌های آموزشی برازش داده شد و سـپس پـیش‌بینـی بـر اساس داده‌های اعتبارسنجی صورت گرفت. نقشه‌های پیش‌بینی‌شـده با استفاده از این روش، برای سطوح گروه بزرگ و زیرگروه در شکل ۲ نشان داده شده‌اند.

محاسبه‌ی تفرق کلاس‌های خاک

در این پژوهش، واحدهایی که در هـر یـک از نقشـه‌هـای سـنتی خاک در سطوح گروه بزرگ و زیرگروه دارای فراوانی بیشـتری بودنـد برای بررسی تفرق کلاس‌های خاک، انتخاب شدند.

سپس، همین واحدها بر روی نقشه‌های رقومی قرار داده شدند و بار دیگر تفرق آن‌ها تعیین گردید.

در این مطالعه، هر یک از واحدهای نقشه‌ی خاک به‌عنوان یک جامعه در نظر گرفته شدند. خاک‌رخ‌های حفرشده و پیکسل‌های موجود، به‌ترتیب، به‌عنوان افراد جامعه در نقشه‌های سنتی و رقومی خاک تلقی شدند. برای تعیین میزان تغییرپذیری خاک‌ها در واحدهای نقشه از شاخص‌های غنی‌شدگی (S)، همواری (E) و شانن (H′) استفاده گردید که با استفاده از روابط زیر محاسبه گردیدند:

$$H' = -\sum_{i=1}^{n} p_i \cdot \ln p_i \qquad (۱)$$

که در این رابطه، p_i، عبارت است از $\frac{n_i}{N}$ که n_i، بیان‌گر تعداد اجزای متعلق به واحد iام و N، تعداد کل اجزای مورد مطالعه می‌باشد.

$$E = H'/\ln S \qquad (۲)$$

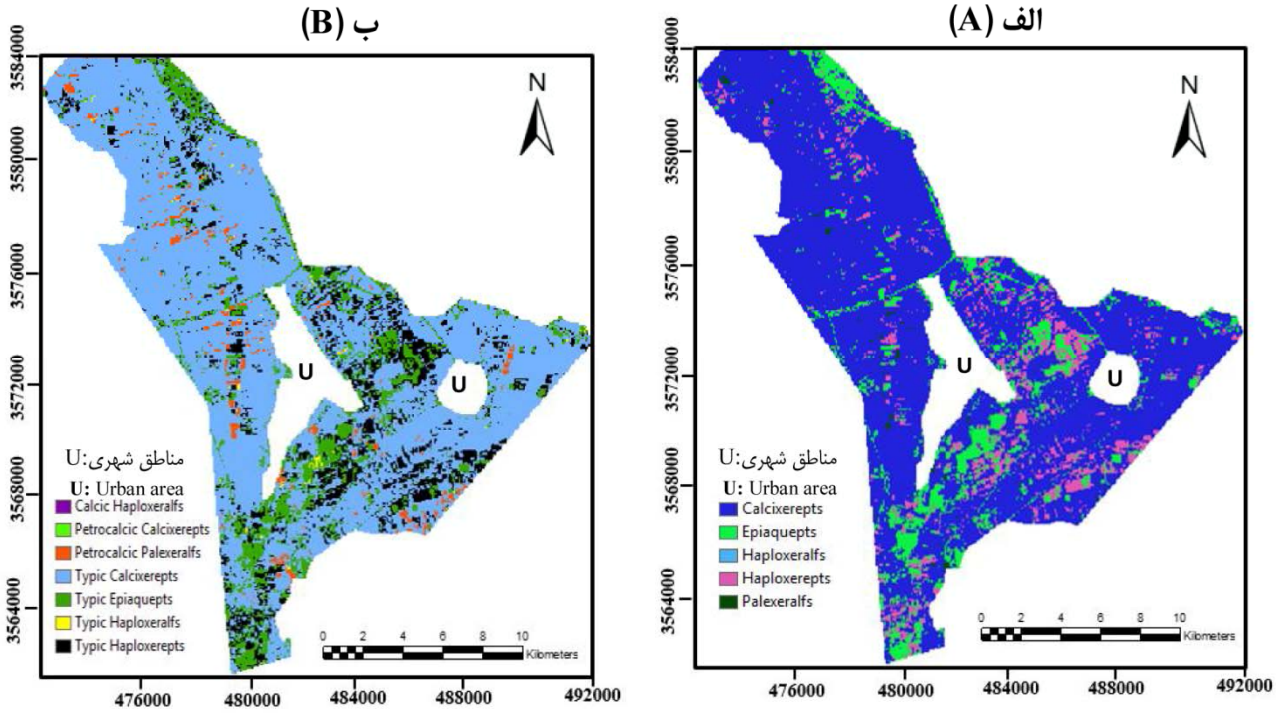
در این رابطه، S، غنای گونه‌ها یعنی تعداد کلاس‌های خاک در هر واحد نقشه می‌باشد.

اگر شاخص تفرق شانن برای جوامع مختلف محاسبه شود، شاخص‌های محاسبه‌شده از توزیع نرمال تبعیت خواهند نمود (۱۹). بنابراین، برای بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین تفرق شانن برای یک واحد نقشه در نقشه‌های سنتی و رقومی، از روابط شماره ۳ تا ۵ استفاده گردید:

جدول ۲- راهنمای نقشه خاک در سطح زیرگروه

Table 2- Legend of soil map at subgroup level.

نماد Symbol	واحد خاک Map unit
1	A-B Association A: Typic Calcixerepts B: Petrocalcic Calcixerepts
2	Typic Calcixerepts
3	A-B Association A: Petrocalcic Calcixerepts B: Typic Calcixerepts
4	Typic Epiaquepts
5	Typic Haploxerepts
6	A-B Association A: Typic Haploxerepts B: Typic Calcixerepts
7	A-B Association A: Typic Epiaquepts B: Calcic Haploxeralfs
8	A-B Association A: Typic Epiaquepts B: Typic Haploxerepts
9	A-B Association A: Calcic Haploxeralfs B: Petrocalcic Calcixerepts
10	A-B Association A: Typic Calcixerepts B: Calcic Haploxeralfs
11	A-B Association A: Typic Haploxerepts B: Typic Epiaquepts



شکل ۲- نقشه‌ی خاک تهیه شده به روش رقومی در سطح گروه بزرگ (الف) و زیرگروه (ب)

Figure 2. Digital soil maps at great group (A) and subgroup (B) levels.

$$t = (H_1' - H_2')/(\mathrm{Var}\ H_1' + \mathrm{Var}\ H_2')^{1/2} \quad (۳)$$

در این رابطه، H_i' و $\mathrm{Var}\ H_i'$، به‌ترتیب، شاخص تفرق محاسبه‌شده و واریانس تفرق محاسبه‌شده برای واحد i اُم در نقشه‌های سنتی و رقومی می‌باشند. مقدار واریانس تفرق از رابطه‌ی زیر محاسبه می‌گردد:

$$\mathrm{Var}\ H_i' = \{[\sum_{i=1}^{n} p_i(\ln p_i)^2 - (\sum_{i=1}^{n} p_i \ln p_i)^2]/N\} + \{(S-1)/2N^2\} \quad (۴)$$

همچنین، درجه آزادی لازم برای قرائت tی جدول، با استفاده از فرمول زیر به‌دست می‌آید:

$$d.f = \left(\mathrm{Var}\ H_1' + \mathrm{Var}\ H_2'\right)^2 / \left\{\left[\frac{(\mathrm{Var}\ H_1')^2}{N_1}\right] + \left[\frac{(\mathrm{Var}\ H_2')^2}{N_2}\right]\right\} \quad (۵)$$

در صورتی که مقدار tی محاسبه شده، بزرگتر از tی جدول باشد؛ فرض صفر مبنی بر یکسان بودن میانگین تفرق هر واحد در نقشه‌های سنتی و رقومی، رد می‌شود.

نتایج و بحث

مقادیر تفرق برای واحدهای مورد مطالعه بر مبنای نقشه‌های سنتی و رقومی در سطح گروه بزرگ در جدول ۳ ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد که بر مبنای نقشه‌ی خاک تهیه‌شده در سطح گروه بزرگ، برای اکثر واحدهای مورد مطالعه، میزان شاخص همواری، غنی‌شدگی و تفرق شانن برای نقشه‌های رقومی بیشتر از نقشه‌های سنتی می‌باشد (جدول ۳). نتایج مقایسه‌ی آماری شاخص تفرق برای نقشه‌های تهیه‌شده در سطح گروه بزرگ در جدول ۴ ارائه شده‌اند. بر اساس اطلاعات به‌دست آمده از این جدول می‌توان بیان نمود که در ۷۵ درصد از واحدهای مورد مطالعه، این اختلاف در سطح اطمینان ۹۵ درصد معنی‌دار می‌باشد.

مقادیر شاخص‌های پراکندگی برای روش‌های مختلف نقشه‌برداری خاک در سطح زیرگروه در جدول ۵ نشان داده شده‌اند. نتایج این جدول نیز حاکی از آن است که شاخص غنی‌شدگی برای تمامی واحدهای مورد مطالعه با استفاده از روش نقشه‌برداری رقومی بیشتر از روش سنتی است. همچنین، اختلاف تفرق شانن به‌دست آمده از نقشه‌های سنتی و رقومی خاک در سطح زیرگروه برای ۵۰ درصد از واحدهای مورد مطالعه، در سطح احتمال ۰/۰۰۱ معنی‌دار می‌باشد (جدول ۶). بر مبنای این نتایج می‌توان بیان نمود که روش نقشه‌برداری سنتی خاک نتوانسته است ماهیت پویا و تغییرپذیر خاک را به خوبی توجیه نماید که با نتایج بسیاری از پژوهشگران دیگر (۲، ۱۴، ۱۶ و ۲۳) مبنی بر عدم توانایی روش نقشه‌برداری سنتی در بیان ماهیت تغییرپذیر مکانی خاک‌ها، هم‌خوانی دارد.

همچنین نتایج نشان داد زمانی که سطح رده‌بندی از گروه بزرگ به زیرگروه تغییر می‌کند اختلاف معنی‌دار بین شاخص تفرق محاسبه‌شده بر مبنای روش‌های نقشه‌برداری سنتی و رقومی کمتر است (جدول‌های ۴ و ۶). این موضوع شاید به این دلیل است که در این سطح، تفکیک واحدهای نقشه‌ی خاک با بررسی جزئیات بیش‌تری صورت گرفته است. اسفندیارپور بروجنی و همکاران (۶) نشان دادند که شاخص تفرق شانن از سطح رده به سمت فامیل خاک افزایش می‌یابد و تنها در سطح فامیل خاک، تفاوت معنی‌داری بین میانگین تفرق خاک‌های منطقه‌ی نمونه و تعمیم وجود دارد. تومانیان و همکاران (۲۰) با مطالعه‌ی دره‌ی زاینده رود در اصفهان نشان دادند که با پایین رفتن از سطح سیمای اراضی به سمت سطوح ژئومورفیک، شاخص تفرق شانن افزایش می‌یابد.

بر اساس نتایج این پژوهش، روش نقشه‌برداری سنتی، اکثر واحدهای جداشده در سطح گروه بزرگ و زیرگروه را همگون و یا در نهایت آن‌ها را اجتماع تعیین کرده است (جدول‌های ۱ و ۲). در این روش، واحدی که اجتماع نامیده می‌شود کاربر آن نقشه فقط از حضور دو یا چند خاک، درصد نسبی و در نهایت مکان تقریبی آن‌ها بر اساس گزارش خاکشناسی آگاهی پیدا می‌کند اما هیچ‌گاه نمی‌تواند در مورد مکان دقیق قرارگیری هر یک از خاک‌ها و تغییرپذیری آن‌ها اطلاعاتی کسب نماید. نقشه‌ی سنتی در سطح گروه بزرگ، واحدهای شماره‌ی ۱، ۲ و ۳ و در سطح زیرگروه، واحدهای شماره‌ی ۱، ۲، ۴ و ۵ را همگون در نظر می‌گیرد (جدول‌های ۱و ۲). در صورتی که نتایج تفرق خاک (جدول‌های ۳ و ۵) مؤید آن هستند که اگر تمامی خاک‌رخ‌های حفرشده در هر یک از واحدهای مورد مطالعه بررسی گردند اطلاعات در رابطه با توصیف و پراکنش خاک‌ها به مقدار زیادی افزایش می‌یابد. بنابراین، قابلیت اعتماد به نتایج روش نقشه‌برداری سنتی به‌دلیل در نظر نگرفتن تغییرات مکانی، بسیار پایین‌تر است. اگرچه انتخاب خاک‌رخ شاهد به‌منظور کاهش هزینه‌ها و زمان انجام مطالعات برای تهیه‌ی نقشه‌های خاک در روش سنتی از مزیت نسبی برخوردار است ولی از طرف دیگر به‌دلیل در نظر نگرفتن تغییرپذیری خاک‌ها، اعتماد به نتایج حاصل از آن بسته به میزان تغییرات خاک درون واحدهای نقشه، سطح رده‌بندی و سطح نقشه‌برداری، کمتر خواهد بود (۱۶ و ۲۳). از طرف دیگر، نقشه‌برداری رقومی خود را از قید و بند مرز واحدها رها نموده و تلاش می‌کند تا تغییرات پیوسته خاک را توصیف نماید.

جدول ۳- مقادیر تفرق برای واحدهای نقشه‌ی خاک در سطح گروه بزرگ

Table 3- Diversity indices for soil map units at great group level

شماره واحد Number of map unit	نوع نقشه خاک Type of map unit	کلاس‌های خاک Soil classes	n_i	N	S	H´	H'_{max}	E
1	سنتی Conventional	Calcixerepts	36	38	3	0.191	1.09	0.175
		Haploxerepts	1					
		Palexeralfs	1					
	رقومی Digital	Calcixerepts	9180	10859	5	0.47	1.6	0.29
		Epiaquepts	1223					
		Haploxeralfs	4					
		Haploxerepts	412					
		Palexeralfs	40					
2	سنتی Conventional	Epiaquepts	2	2	1	0	0	–
	رقومی Digital	Calcixerepts	840	1449	4	0.93	1.38	0.67
		Epiaquepts	376					
		Haploxerepts	214					
		Palexeralfs	19					
3	سنتی Conventional	Haploxerepts	2	2	1	0	0	–
	رقومی Digital	Calcixerepts	1040	1170	4	0.36	1.38	0.26
		Epiaquepts	48					
		Haploxerepts	81					
		Palexeralfs	1					
4	سنتی Conventional	Calcixerepts	6	23	4	1.15	1.38	0.83
		Haploxerepts	11					
		Epiaquepts	4					
		Haploxeralfs	2					
	رقومی Digital	Calcixerepts	6293	8812	4	0.76	1.38	0.55
		Epiaquepts	1088					
		Haploxerepts	1424					
		Palexeralfs	7					

n_i: تعداد اجزای متعلق به i امین کلاس، S: غنای کلاس، H´: شاخص تفرق شانن، H'_{max}: تفرق حداکثر، E: شاخص همواری

n_i: abundance of class i، S: Richness، H´: Shannon's entropy، H'_{max}: maximum entropy، E: evenness

جدول ٤- مقایسه‌ی آماری شاخص تفرق برای واحدهای نقشه‌ی خاک در سطح گروه بزرگ

Table 4- Mean comparison of Shannon's diversity index for soil map units at great group level

شماره واحد Number of map unit	تفرق شانن Shannon's diversity		واریانس تفرق شانن Shannon's diversity Variance		درجه آزادی df	آماره‌ی t
	سنتی Conventional	رقومی Digital	سنتی Conventional	رقومی Digital		
1	0.191	0.47	0.017	0.00007	38	2.1*
2	0	0.93	0	0.00028	1444	58***
3	0	0.36	0	0.0006	1200	15***
4	1.15	1.38	0.015	0.00006	22.6	1.88

*** و * به ترتیب، در سطح احتمال ۰/۰۰۱ و ۰/۰۵ معنی‌دار می‌باشد

*** and * Significant at 0.001 and 0.05 probability levels, respectively.

جدول ۵- مقادیر تفرق برای واحدهای نقشه‌ی خاک در سطح زیرگروه

Table 5- Diversity indices for soil map units at subgroup level

شماره واحد Number of map unit	نوع نقشه خاک Type of map unit	کلاس‌های خاک Soil classes	n_i	N	S	H´	H'_{max}	E
1	سنتی Conventional	Typic Calcixerepts	10	15	3	0.76	1.09	0.69
		Petrocalcic Calcixerepts	4					
		Typic Palexeralfs	1					
		Calcic Haploxeralfs	2					
		Petrocalcic Palexeralfs	70					
	رقومی Digital	Typic Calcixerepts	2714	3329	6	0.61	1.7	0.35
		Typic Epiaquepts	275					
		Typic Haploxeralfs	10					
		Typic Haploxerepts	258					
2	سنتی Conventional	Typic Calcixerepts	13	15	3	0.44	1.09	0.4
		Petrocalcic Calcixerepts	1					
		Typic Haploxerepts	1					
		Calcic Haploxeralfs	10					
		Petrocalcic Palexeralfs	46					
	رقومی Digital	Typic Calcixerepts	3059	4159	6	0.75	1.7	0.44
		Typic Epiaquepts	699					
		Typic Haploxeralfs	10					
		Typic Haploxerepts	335					
4	سنتی Conventional	Typic Epiaquepts	2	2	1	0	0	-
		Petrocalcic Palexeralfs	39	1455	5	1.08	1.6	0.67
		Typic Calcixerepts	722					
	رقومی Digital	Typic Epiaquepts	381					
		Typic Haploxeralfs	5					
		Typic Haploxerepts	308					
5	سنتی Conventional	Typic Haploxerepts	2	2	1	0	0	-
		Calcic Haploxeralfs	1	1172	6	0.56	1.7	0.32
		Petrocalcic Palexeralfs	44					
		Typic Calcixerepts	960					
	رقومی Digital	Typic Epiaquepts	44					
		Typic Haploxeralfs	1					
		Typic Haploxerepts	122					

n_i: تعداد اجزای متعلق به i امین کلاس، S: غنای کلاس، H´: شاخص تفرق شانن، H'_{max}: تفرق حداکثر، E: شاخص همواری

n_i: abundance of class i، S: Richness، H´: Shannon's entropy، H'_{max}: maximum entropy، E: evenness

جدول ٦- مقایسه‌ی آماری شاخص تفرق برای واحدهای نقشه‌ی خاک در سطح زیرگروه

Table 6- Mean comparison of Shannon's diversity index for soil map units at subgroup level

شماره واحد Number of map unit	تفرق شانن Shannon's diversity		واریانس تفرق شانن Shannon's diversity Variance		درجه آزادی df	آماره‌ی t
	سنتی Conventional	رقومی Digital	سنتی Conventional	رقومی Digital		
1	0.76	0.61	0.032	0.0003	15	0.8
2	0.44	0.75	0.05	0.0002	16	1.4
4	0	1.08	0	0.0002	1481	77.1***
5	0	0.56	0	0.0008	1182	20***

*** Significant at 0.001 probability level. *** در سطح احتمال ۰/۰۰۱ معنی‌دار می‌باشد.

نحوه‌ی ارائه‌ی اطلاعات نقشه به‌نوعی کیفیت نقشه را نمایان می‌کند (۲۲، ۳ و ۵). بنابراین، می‌توان بیان نمود که نقشه‌های رقومی از این نظر نسبت به نقشه‌های سنتی برتری دارند و شاخص‌های پراکندگی به خوبی توانسته‌اند توانایی روش رقومی در بیان توصیف پراکنش و تغییرات خاک را نشان دهند. با این وجود، باید به این نکته توجه داشت که اگرچه روش‌های نقشه‌برداری رقومی خاک توانایی بالایی برای بیان وضعیت پراکنش خاک‌ها آن هم با تفکیک مکانی بالا و با یک صحت قابل قبول دارند؛ ولی کاربرد این اطلاعات و اینکه تا چه اندازه این اطلاعات دقیق می‌توانند در اهداف مدیریتی، بازخورد مناسبی داشته‌باشند و در استفاده از این اطلاعات چه بایدها و نبایدهایی را باید در نظر گرفت بحث مهمی است و کاربردی کردن این نتایج هنوز به‌عنوان یک مشکل برای روش‌های نوین محسوب می‌شود (۱۲). بنابراین، با توجه به اینکه هر یک این روش‌ها دیدگاه خاصی در بیان پراکنش خاک‌ها دارند به نظر می‌رسد که شاید تلفیقی از این دو روش با توجه به هدف مورد نظر، بهترین انتخاب باشد. با این وجود مدیریت صحیح اراضی همگام با کسب اطلاعات دقیق از خاک، هنوز نیازمند بهبود و توسعه‌ی دستگاه‌ها و ابزارهای مدیریتی است و انتظار می‌رود در آینده‌ی نزدیک، شاهد تغییر نحوه‌ی مدیریت اراضی با فنون و روش‌های نوین باشیم.

نتیجه‌گیری کلی

با توجه به وجود اختلاف معنی‌دار بین میزان تفرق به‌دست آمده بر اساس روش‌های مختلف نقشه‌برداری می‌توان بیان نمود که نقشه‌ی سنتی قادر به بیان تغییرات خاک درون واحدهای نقشه نمی‌باشد و بنابراین لازم است که توانمندی این نقشه‌ها به‌عنوان نقشه‌ی پایه برای مطالعات مدیریتی، مورد بررسی قرار گیرد. با توجه به اینکه آگاهی از تغییرات مکانی خاک‌ها در مدیریت صحیح منابع اثرات مهمی دارد؛ روش‌های نوین می‌توانند درک ما از توزیع خاک‌ها و تشکیل و تکامل آن‌ها را بهبود بخشند. به نظر می‌رسد که سطح رده‌بندی مورد نظر و میزان تنوع خاک‌ها از عواملی هستند که می‌توانند بر نتایج تأثیرگذار باشند. همچنین، توصیه می‌شود که تأثیر روش‌های مختلف نقشه‌برداری در بیان تغییرات خاک‌ها در مناطق دیگر کشور و در صورت امکان در سطوح پایین‌تر رده‌بندی خاک مورد بررسی قرار گیرند تا با اطمینان بیشتری بتوان در رابطه با برتری نسبی هر یک از این روش‌ها صحبت نمود.

منابع

1. Behrens T., Forster H., Scholten T., Steinrucken U., Spies E.D., and Goldschmitt M. 2005. Digital soil mapping using artificial neural networks. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 168: 21–33.
2. Bouma J., De Loat P.J.M., Van Holst A.F., and Van De Nes T.J. 1980. Predicting the effect of changing water table levels and associated soil moisture regimes for soil survey interpretations. Soil Science Society of America Journal, 44: 797 – 802.
3. Bregt A.K., Stoorvogel J.J., Bouma J., and Stein A. 1992. Mapping ordinal data in soil survey: a Costa Rican example. Soil Science Society of America Journal, 56: 525 – 531.
4. Cambule A.H., Rossiter D.G., and Stoorvogel J.J. 2013. A methodology for digital soil mapping in poorly-accessible areas. Geoderma, 192: 341–353.
5. Dent D., Young A. 1981. Soil survey and land evaluation George Allen and Unwin. Boston.
6. Esfandiarpoor Borujeni I., Toomanian N., Salehi M.H., and Mohammadi J. 2009. Assessing geopedological soil mapping using diversity and similarity indices (A case study: Borujen area, Chaharmahal-Va-Bakhtiari province). Journal of Water and Soil, 23: 100-114 (in Persian with English abstract).
7. Esfandiarpoor Borujeni I. Safari Y. 2014. Comparison of functional pedodiversity in two detailed soil map units (a case study: Faradonbeh plain, Chaharmahal-Va-Bakhtiari Province). Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, Water and Soil Science, 18: 267- 277 (in Persian with English abstract).
8. Jafari A., Finke P.A., Van deWauw J., Ayoubi S., and Khademi H. 2012. Spatial prediction of USDA-great soil groups in the arid Zarand region, Iran: comparing logistic regression approaches to predict diagnostic horizons and soil types. European Journal of Soil Science, 63: 284–298.
9. Ibanez J.J., De Alba S., Bermudes F.F., and Garcia-Alvarez A. 1995. Pedodiversity: concepts and measurements. Catena, 24:215-232.
10. McBratney A.B., Mendonc M.L., and Minasny B. 2003. On digital soil mapping. Geoderma, 117 (1-2): 3– 52.
11. McBratney A.B., and Minasny B. 2007. On measuring pedodiversity. Geoderma, 141: 149-154.
12. Minasny B., and McBratney A.B. 2015. Digital soil mapping: A brief history and some lessons. Geoderma. *In Press*.
13. Moore I.D., Gessler P.E., Nielsen G.A. and Peterson G.A. 1993. Soil attribute prediction using terrain analysis. Soil Science Society America Journal, 57: 443–452.

14. Robertus R.A. 1998. Loessial of Delaware: taxonomy and map-unit assessment. Soil Science Society of America Journal, 62: 412 – 422.
15. Rossiter D.G. 2000. Methodology for Soil Resource Inventories. Soil Science Division, International institute for Aerospace Survey & Earth Science (ITC). 2nd Revised Version.
16. Salehi M.H., Eghbal M.K., and Khademi H. 2003. Comparison of soil variability in a detailed and a reconnaissance soil map in Central Iran. Geoderma, 111: 45-56.
17. Schoeneberger P.J., Wysocki D.A., Benham E.C., and Soil Survey Staff. 2012. Field book for describing and sampling soils. 3nd Version. Natural Resources Conservation Service. National Soil Survey Center. Lincoln, NE.
18. Soil Survey Staff. 2014. Soil Taxonomy: A basic systems of soil classification for making and interpreting soil surveys. Twelfth Edition. NRCS. USDA.
19. Taylor L.R. 1978. A variety of diversities. p. 1-18. In I.A. Mound et al. (ed.) Diversity of Insect Faunas. Ninth Symposium of the Royal Entomological Society. Blackwell, Oxford.
20. Toomanian N., Jalalian A., Khademi H., Eghbal M.K., and Papritz A. 2006. Pedodiversity and pedogenesis in Zayandeh-rud Valley, Central Iran. Geomorphology, 81: 376–393.
21. Van Ranst E. Tang H. Groenemam R. and Sinthurahat S. 1996. Application of fuzzy logic to land suitability for rubber production in peninsular Thailand. Geoderma, 70: 1-19.
22. Western, S., 1978. Soil Survey Contracts and Quality Control. Clarendon Press, Oxford, England.
23. Ziadat F.M. 2007. Land suitability classification using different sources of information: soil maps and predicted soil attributes in Jordan. Geoderma, 140: 73–80.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 230-240

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین –اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۴۰-۲۳۰

Comparing the Ability of Conventional and Digital Soil Maps to Explain Soil Variability using Diversity Indices

Z. Mosleh[1*]- M.H. Salehi[2]- A. Jafari[3]- I. Esfandiarpoor Borujeni[4]

Received: 07-11-2015
Accepted: 25-04-2016

Introduction: Effective and sustainable soil management requires knowledge about the spatial patterns of soil variation and soil surveys are important and useful sources of data that can be used. Prior knowledge about the spatial distribution of the soils is the first essential step for this aim but this requires the collection of large amounts of soil information. However, the conventional soil surveys are usually not useful for providing quantitative information about the spatial distribution of soil properties that are used in many environmental studies. Recently, by the rapid development of the computers and technology together with the availability of new types of remote sensing data and digital elevation models (DEMs), digital and quantitative approaches have been developed. These new techniques relies on finding the relationships between soil properties or classes and the auxiliary information that explain the soil forming factors or processes and finally predict soil patterns on the landscape. Different types of the machine learning approaches have been applied for digital soil mapping of soil classes, such as the logistic and multinomial logistic regressions, neural networks and classification trees. In reality, soils are physical outcomes of the interactions happening among the geology, climate, hydrology and geomorphic processes. Diversity is a way of measuring soil variation. Ibanez (9) first introduced ecological diversity indices as measures of diversity. Application of the diversity indices in soil science have considerably increased in recent years. Taxonomic diversity has been evaluated in the most previous researches whereas comparing the ability of different soil mapping approaches based on these indices was rarely considered. Therefore, the main objective of this study was to compare the ability of the conventional and digital soil maps to explain the soil variability using diversity indices in the Shahrekord plain of Chaharmahal-Va- Bakhtiari province.

Materials and Methods: The soils in the study area have been formed on Quaternary shale and foliated clayey limestone deposits. Irrigated crops such as wheat, barley and alfalfa are the main land uses in the area. According to the semi-detailed soil survey, 120 pedons with approximate distance of 750 m were excavated and described according to the “field book for describing and sampling soils”. Soil samples were taken from different genetic horizons and soil physicochemical properties were determined. Based on the pedons description and soil analytical data, pedons were classified according to the Soil Taxonomy (ST) up to subgroup level. Using aerial photo interpretation, geology map, google earth image and field observations primary soil map was created. With considering the taxonomic level, the representative pedons were determined and soil map was prepared. Multinomial logistic regression was used to predict soil classes at great group and subgroup levels. The map units that have the highest frequency were selected as indicator to calculate diversity indices in the conventional soil map at each taxonomic level. The selected map units were overlay to digital soil map and further diversity indices were calculated. Diversity indices including the Shannon’s diversity, evenness and richness index. In order to know whether the means of Shannon’s diversity for two approaches are significantly different, means comparison was done.

Results and Discussion: The results confirmed that the Shannon's diversity index was higher in the digital soil map than the conventional soil map for most soil map units. At great group and subgroup levels, a significant difference was observed for the Shannon's diversity index at 0.05 and 0.001 probability levels, respectively. Comparing the conventional and the digital soil maps showed the numbers of soil map units with significant difference regarding the Shannon's diversity index decreased from great group to the subgroup level. Although the conventional soil map did not show a good efficiency to explain the soil variability in this region considering more soil information to select the representative pedons at subgroup level in the conventional soil mapping could increase the ability of this approach.

Conclusion: A significant difference for the Shannon's diversity index between the conventional and the digital soil maps demonstrated that conventional soil mapping has not enough ability to explain the soil

1, 2- Ph.D. Student and Professor of Soil Science Department, University of Shahrekord
(*-Corresponding Author Email: mosleh.zohreh@yahoo.com)
3- Assistant Professor of Soil Science Department, Shahid Bahonar University of Kerman
4- Associate Professor of Soil Science Department, Vali-e-Asr University of Rafsanjan.

variability. It is recommended to test the effect of soil mapping approaches on explanation of the soil variability in other areas. Despite the deficiencies of traditional soil survey, it is still difficult to state about their replacement by digital methods.

Keywords: Diversity indices, Multinomial logistic regression, Soil mapping approaches

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 241-253

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۵۳-۲۴۱

ناپویاسازی کادمیم در خاک با استفاده از نانوذرات مگنتیت تثبیت‌شده با سدیم دودسیل سولفات

احمد فرخیان فیروزی[۱]- محمد جواد امیری[۲]- حسین حمیدی فر[۳]- مهدی بهرامی[۴]*

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۸/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۲/۲۶

چکیده

کادمیم یکی از فلزات سنگین است که به‌خاطر اثرات سمی بالقوه آن بر فعالیت و ترکیب موجودات زنده خاک، در چند دهه گذشته بسیار مورد توجه قرار گرفته است. تثبیت فلزات سنگین با استفاده از اصلاح کننده‌ها، روشی ساده و سریع برای کاهش گسترش آلودگی فلزات سنگین محسوب می‌شود. هدف از این پژوهش سنتز نانوذرات مگنتیت (Fe_3O_4) تثبیت‌شده با سدیم دودسیل سولفات (SDS) و بررسی اثر درصدهای مختلف آن (از صفر تا ۱۰ درصد) بر شکل‌های مختلف کادمیم در خاک آلوده شده با ۱۰۰۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم با روش عصاره‌گیری دنباله‌ای تسیر بود. نتایج نشان داد غلظت کادمیم در شکل‌های محلول و کربناتی با افزایش درصد نانوذرات کاهش یافت. بیشترین میزان کاهش غلظت کادمیم در تیمار ۱۰ درصد نانوذره (۸۰ درصد در شکل محلول و ۲۸ درصد در شکل کربناتی نسبت به تیمار شاهد) مشاهده شد. غلظت کادمیم متصل به شکل اکسیدها با افزایش درصد نانوذرات افزایش یافت، به‌طوری که در تیمار ۱۰ درصد نانوذره به سه برابر تیمار شاهد رسید. غلظت کادمیم در شکل‌های تبادلی و باقی‌مانده با تغییر درصد نانوذرات تغییرات چندانی نداشت. همچنین، تحرّک و فراهمی زیستی کادمیم در خاک در تیمار ۱۰ درصد نانوذره، ۱۷ درصد کاهش یافت. بنابراین، می‌توان نتیجه‌گیری کرد که نانوذرات مگنتیت تثبیت‌شده باعث کاهش حلالیت کادمیم در خاک و کاهش فراهمی زیستی این فلز می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی خاک، عصاره‌گیری دنباله‌ای، فلز سنگین، نانوذرات

مقدمه

کمبود آگاهی در حفاظت از محیط‌زیست و ادامه غفلت منجر به وارد شدن آلودگی‌ها به زیر سطح خاک شده است. فلزات برخلاف آلاینده‌های آلی به‌دلیل عدم امکان تجزیه‌های شیمیایی و زیستی، پایداری زیادی در محیط دارند. بنابراین می‌بایستی تدابیری اندیشیده شود تا بتوان خطر آن‌ها را کاهش داد.

فلز کادمیم به‌طور وسیعی در پوسته زمین با غلظت متوسط در حدود ۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم وجود دارد و عموماً همراه با روی دیده می‌شود. با توجه به سمیت کادمیم برای گیاهان و جانوران و موجودات خاکزی و ضرورت پایش مقدار آن، حداکثر غلظت مجاز کادمیم در خاک، ۱ تا ۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم، توصیه شده است (۴).

رفتار فلزات سنگین در خاک‌های مختلف بر حسب نوع خاک و شکل‌های آن و همچنین با گذشت زمان متفاوت است و به‌طور معمول با گذشت زمان به‌دلیل واکنش‌های شیمیایی مختلف از قابلیت استفاده فلز برای گیاه کاسته می‌شود و به شکل‌های کم محلول‌تر تبدیل می‌شود. از این رو، یکی از راه‌های بهبودکیفیت محیط زیست و جلوگیری از ورود فلزات سنگین به زنجیره غذایی انسان و دام، کم کردن میزان دسترسی و فراهمی این فلزات در خاک برای گیاهان و ریز جانداران است. از آنجا که جداسازی فلزات سنگین از خاک و رسوبات مشکل و هزینه‌بر است (۱۸)، تحرّک[۵] و انتقال[۶] فلزات سنگین در خاک را می‌توان با اضافه کردن مواد اصلاحی معدنی و آلی به خاک کاهش داد. تثبیت‌کننده‌های[۷] فلزات سنگین شکل‌هایی[۸] از فلزات را در خاک هدف قرار می‌دهند که تحت شرایط محیطی به‌راحتی آزاد می‌شوند و به آب‌های زیرزمینی یا سطحی آبشویی و یا به‌وسیله گیاهان و موجودات زنده خاک جذب می‌شوند. تثبیت‌کننده‌ها، قابلیت آبشویی[۹] و فراهمی زیستی[۱۰] فلزات را با فرایندهای مختلف

۱- استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز
۲ و ۴- استادیاران گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فسا
(*- نویسنده مسئول: Email: mehdibahrami121@gmail.com)
۳- استادیار بخش مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.50713

5- Mobility
6- Transport
7- Immobilizers
8- Fractions
9- Leaching
10- Bioavailability

مانند جذب سطحی به کانی‌های خاک، تشکیل کمپلکس‌های پایدار با لیگاندهای آلی، رسوب سطحی و تبادل یونی کاهش می‌دهند.

یکی از راه‌های ارزیابی درجه تأثیر اصلاح کننده ها در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین، استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای[1] است. در این روش شکل‌های محلول، تبادلی، کربناتی، متصل به اکسیدهای آهن و منگنز و باقی‌مانده فلزات در خاک‌ها ارزیابی می‌شود که نتایج آن در پیش‌بینی فراهمی زیستی، سرعت آبشویی و تغییر شکل عناصر در خاک‌های آلوده ارزشمند می‌باشد (۱۴). شکل‌های مختلف کادمیم در خاک به pH، میزان ماده آلی و کانی‌های رس خاک بستگی دارد (۲۳). تحرّک کادمیم در خاک با کاهش pH افزایش می‌یابد اما با افزایش کربنات‌ها، فسفات‌ها و کانی‌های رسی کاهش می یابد (۱۱). مکانیزم نگهداشت کادمیم در خاک شامل رسوب آن به صورت کربنات، اکسید و هیدروکسید، سولفات و فسفات و ایجاد کمپلکس با اکسیدهای آهن و آلومینیوم می‌باشد.

مواد زیادی برای جذب فلزات سنگین در خاک و آب‌های آلوده به کار رفته‌اند، از جمله این مواد می‌توان کربن فعال، زئولیت، پوست درختان، کیتوسان، رس، پیت خزه، و ترکیبات فسفاتی و آهن‌دار را نام برد. آهن نیز از طریق واکنش‌های اکسایش و کاهش و یا جذب و رسوب برای حذف یا کاهش بسیاری از آلاینده‌های مهم آلی و معدنی در محیط زیست به کار می‌رود. پژوهشگران زیادی از نانوذرات برای ناپویاسازی[2] و کاهش دسترسی زیستی فلزات سنگین در خاک، آب و رسوبات آلوده در مقیاس آزمایشگاه و مزرعه استفاده نموده‌اند.

ژو و همکاران (۲۷) ناپویاسازی کروم را با نانوذرات آهن صفر تثبیت‌شده با سدیم کربوکسی متیل سلولز[3] در خاک مورد بررسی قرار دادند. هنگامی که مقدار آهن از ۰/۰۴ به ۰/۱۲ گرم در لیتر افزایش یافت گستره کاهش کروم از ۲۴ به ۹۰ درصد افزایش یافت. نتایج نشان داد نانوذرات آهن صفر کارایی بالایی در تثبیت و کاهش سمیت کروم در خاک دارد. نانوذرات آهن صفر تثبیت شده با سدیم کربوکسی متیل سلولز جهت تثبیت کروم در مقایسه با نانوذرات آهن صفر بدون پوشش واکنش‌پذیری بیشتری نشان داد.

لیو و ژائو (۱۲) تأثیر نانوذرات فسفات آهن را بر فراهمی زیستی و قابلیت آبشویی سرب در سه خاک اسیدی، خنثی و آهکی مورد بررسی قرار دادند. نتایج آنان نشان داد که کاربرد نانوذرات فسفات آهن، ورود فسفات به زیست‌بوم را ۵۰ درصد کاهش می‌دهد و در نتیجه مانع از ایجاد آلودگی ثانویه (یوتریفیکاسیون) می‌شود. با افزودن ۰/۶۱ تا ۳ میلی‌گرم نانوذره در گرم خاک، قابلیت آبشویی و فراهمی زیستی سرب به‌ترتیب ۹۵-۸۵ و ۴۷-۳۱ درصد کاهش یافت. نتایج عصاره‌گیری دنباله‌ای کاهش ۹۳-۳۳ درصدی شکل‌های تبادلی و کربناتی سرب و افزایش شکل باقی‌مانده آن را نشان داد.

ژو و همکاران (۲۵) تأثیر نانوذرات آهن صفر و نانوذرات فسفات آهن را بر ناپویاسازی کروم و سرب در خاک مورد بررسی قرار دادند و بیان کردند که نانوذرات آهن به دلیل داشتن سطح ویژه بالا و قابلیت تحویل[4] سریع در خاک باعث ناپویاسازی این فلزات در خاک و کاهش فراهمی زیستی و قابلیت آبشویی فلزات سنگین در سه خاک اسیدی، خنثی و آهکی شده است.

ژانگ و همکاران (۲۶) کارایی سه نوع ترکیب نانوذرات آهن تثبیت‌شده با نشاسته شامل آهن صفر، سولفید آهن و مگنتیت (Fe_3O_4) را برای ناپویاسازی آرسنیک در دو نوع خاک مورد بررسی قرار دادند. بعد از ۳ روز تیمار خاک، فراهمی زیستی آرسنیک از ۷۱/۳ درصد به ۳۰/۹ درصد با آهن صفر، ۳۷/۶ درصد با سولفید آهن و ۲۹/۸ درصد با مگنتیت کاهش یافت. همچنین قابلیت آبشویی آرسنیک از ۰/۵۱ درصد به ۰/۲۴ درصد، ۰/۲۷ درصد و ۰/۱۷ درصد به‌ترتیب برای آهن صفر، سولفید آهن و مگنتیت کاهش یافت.

ریحانی‌تبار و همکاران (۱۹) اثر چند جاذب آهنی را بر ناپویاسازی کروم (۶) در خاک بررسی نمودند. راندمان جاذب‌های مورد استفاده برای ناپویاسازی کروم (۶) بدین ترتیب به‌دست آمد: نانوذرات آهن صفر پوشش یافته با نشاسته > نانوذرات آهن صفر بدون پوشش > نانوذرات مگنتیت > میکروذرات آهن صفر > میکروذرات مگنتیت.

از آنجا که مطالعه‌ای در خصوص تثبیت کادمیم با جاذب‌های نانوذرات در خاک‌های ایران انجام نشده است، هدف این پژوهش سنتز نانوذرات مگنتیت (Fe_3O_4) تثبیت‌شده با سدیم دودسیل سولفات (SDS) و بررسی اثر آن بر فراهمی زیستی و شکل‌های مختلف کادمیم در خاک با روش عصاره‌گیری دنباله‌ای بود.

مواد و روش‌ها

سنتز نانوذرات مگنتیت تثبیت‌شده با SDS:

در این مطالعه از روش اصلاح شده سی و همکاران (۲۱) برای سنتز نانوذرات مگنتیت تثبیت‌شده استفاده گردید. بدین منظور محلول کلرید آهن ($FeCl_2.4H_2O$) (۵گرم در لیتر آهن) در دمای محیط به صورت قطره قطره و در شرایط اختلاط آرام به محلول ۰/۶۲۵ درصد (وزنی/ حجمی) سدیم دودسیل سولفات ($NaC_{12}H_{25}SO_4$) (SDS) افزوده شد. محلول حاصله به مدت ۳۰ دقیقه با سرعت ۸۰ دور در دقیقه هم زده شد، سپس با افزودن قطره قطره هیدروکسید سدیم (NaOH) ۰/۵ مولار، pH محلول بین ۱۱ تا ۱۲ تنظیم شد. پس از آن محلول به مدت یک ساعت با سرعت ۱۲۰ دور در دقیقه هم زده

1- Sequential extraction
2- Immobilization
3- Sodium Carboxymethyl Cellulose
4- Delivering

شد. ماده جامد سیاه رنگ حاصله پس از چند بار شستشو با آب مقطر به مدت ۱۲ ساعت در دمای ۴۰ درجه سلسیوس خشک شد. ماده خشک شده در هاون کوبیده شده و به مدت ۱۵ دقیقه درون محلول هیدروکسید سدیم ۰/۱ مولار قرار گرفت. پس از چندین مرتبه شستشو با آب مقطر به مدت ۱۲ ساعت در دمای ۴۰ درجه سلسیوس خشک شد. سپس ماده حاصله با آسیاب برقی کوبیده شد تا پودر نانوذرات مگنتیت حاصل گردد. نانوذرات مگنتیت خالص نیز بدون افزودن SDS حاصل شد. برای تعیین خصوصیات نانوذرات مگنتیت تولیدی از میکروسکوپ الکترونی روبشی[1] (SEM)، دستگاه پراش نگار پرتو X (XRD)[2] و طیف سنج مادون قرمز[3] (FTIR) استفاده گردید.

اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک:

نمونه خاک پس از هوا خشک شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. pH در گل اشباع (نسبت ۱:۱ خاک: آب) و قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره اشباع (نسبت ۱:۱ خاک: آب)، ماده آلی به روش اکسایش تر با اسید سولفوریک و تیتراسیون با فروآمونیوم سولفات به روش نلسون (۱۵)، آهن قابل جذب با عصاره‌گیر DTPA و توزیع اندازه ذرات به روش هیدرومتری اندازه‌گیری شد. اندازه ذرات و چگالی ظاهری خاک با استفاده از دستگاه Master sizer و سطح ویژه BET[4] خاک با جذب- واجذب نیتروژن در ۷۷/۳۰K اندازه‌گیری گردید. ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نیز با جایگزینی کاتیون‌ها با استات سدیم (۵) و کانی‌های موجود در این خاک به روش XRD تعیین شد.

آلوده کردن خاک

آلوده کردن خاک با استفاده از روش به کار برده شده توسط لیو و ژائو (۱۲) انجام شد. در این روش ۲۰۰ میلی‌لیتر محلول نیترات کادمیم با غلظت ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر با الکترولیت زمینه کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار به نسبت ۱:۲ (خاک: محلول، گرم: میلی‌لیتر) به ۱۰۰ گرم خاک اضافه شد، مخلوط به مدت ۹۶ ساعت با سرعت ثابت هم زده شد تا غلظت کادمیم جذب شده در خاک ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم شود. سپس مخلوط سانتریفیوژ شده و خاک در دمای ۷۰ درجه سلسیوس خشک شد.

جذب فلز کادمیم از خاک اصلاح شده با نانوذرات:

در این آزمایش در ۱۵ لوله سانتریفیوژ ۵۰ میلی‌لیتری، ۲ گرم خاک آلوده به کادمیم ریخته شد و ۲۵ میلی‌لیتر سوسپانسیون با درصدهای مختلف نانوذرات مگنتیت تثبیت‌شده (۰، ۱، ۲/۵، ۵ و ۱۰ درصد وزن خاک) به آن‌ها اضافه شد. مخلوط به مدت ۱۲ ساعت با سرعت ۱۲۰ دور در دقیقه هم زده شد و سپس در دور $5000g$ به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفیوژ شد، محلول زلال رویی بعد از عبور دادن از کاغذ صافی واتمن ۰/۴۵ برای اندازه‌گیری غلظت فلز کادمیم محلول به‌کار برده شد. خاک باقی‌مانده هوا خشک شد و فراهمی زیستی و قابلیت ناپویاسازی کادمیم در آن با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای تعیین شد (۸، ۱۲، ۱۶، ۱۷، ۲۲، ۲۴). هر آزمایش با سه تکرار انجام گرفت.

روش عصاره‌گیری دنباله‌ای

در این روش ۲ گرم خاک آلوده به کادمیم خشک شده در آون (دمای ۴۰ درجه سلسیوس) بعد از تعیین شکل محلول در لوله سانتریفیوژ ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد (۱۲ و ۲۲):

الف) تعیین شکل تبادلی: ۲۵ میلی‌لیتر عصاره‌گیر کلرید منیزیم یک مولار با pH برابر با ۷ به آن اضافه شد، به مدت یک شب در دمای اتاق نگه داشته شد، سپس مخلوط سانتریفیوژ شده و برای اندازه‌گیری فلز کادمیم در محلول از کاغذ صافی عبور داده شد.

ب) تعیین شکل متصل به کربنات‌ها: ۲۵ میلی‌لیتر استات سدیم یک مولار با pH برابر با ۵ به خاک باقی‌مانده از مرحله قبل اضافه شد، مخلوط ۶ ساعت هم‌زده شد و نهایتاً سانتریفیوژ شده و از کاغذ صافی عبور یافت.

ج) شکل متصل به اکسیدهای آهن و منگنز: ۲۵ میلی‌لیتر محلول هیدروکسیل آمین هیدروکلراید ۰/۰۴ مولار در اسید استیک ۲۵ درصد به خاک باقی‌مانده از مرحله قبل اضافه شد، به مدت ۶ ساعت روی حمام آب گرم در دمای ۹۵ درجه سلسیوس نگه داشته شد و سپس سانتریفیوژ و صاف شد.

د) شکل باقی‌مانده: ۲۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۴ مولار به خاک باقی‌مانده از مرحله قبل اضافه شد، به مدت ۳ ساعت روی حمام آب گرم گذاشته شد و یک شب هم در دمای اتاق نگه داشته شد، سپس سانتریفیوژ شده و از کاغذ صافی عبور یافت.

پس از انجام هر مرحله از آزمایش، محلول زلال رویی پس از سانتریفیوژ و صاف کردن برای تعیین غلظت فلز کادمیم با دستگاه جذب اتمی به کار برده شد و باقی‌مانده خاک به منظور از بین بردن غلظت کادمیم باقی‌مانده از مرحله قبل یک بار با آب مقطر شسته شد.

تعیین پارامتر فراهمی زیستی:

برای ارزیابی فراهمی زیستی کادمیم و تعیین شکل‌های مختلف

1- Scanning electron microscopy
2- X-ray Diffraction
3- Fourier-transform infrared spectroscopy
4- Brunauer-Emmett-Teller

آن در خاک، غلظت نهایی کادمیم در هر مرحله با استفاده از دستگاه جذب اتمی قرائت شد. براساس شکل قابل تبادل، شکل متصل به کربنات‌ها و کادمیم کل، فراهمی زیستی کادمیم با استفاده از پارامتر k تعیین شد (۶):

$$k = \frac{C_{Exchangable} + C_{Carbonates}}{C_{Total}} \qquad (۱)$$

که در آن $C_{Exchangable}$ غلظت کادمیم در شکل تبادلی (میلی گرم در کیلوگرم)، $C_{Carbonates}$ غلظت کادمیم در شکل کربناتی (میلی گرم در کیلوگرم) و C_{Total} غلظت کل کادمیم در خاک (میلی‌گرم در کیلوگرم) می‌باشد.

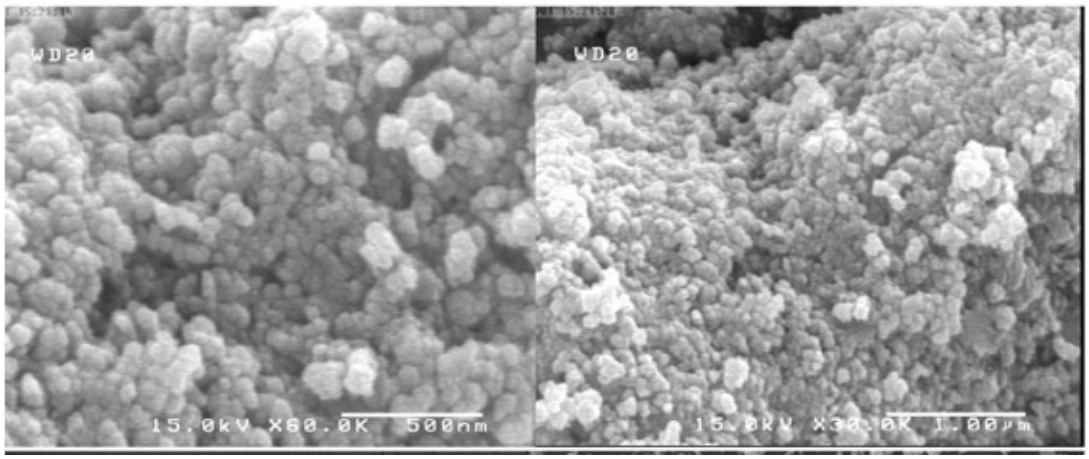
تجزیه و تحلیل داده‌ها

پس از انجام آزمایش‌ها، داده‌های به‌دست آمده از آزمایش با استفاده از نرم افزارهای Excel و SPSS مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

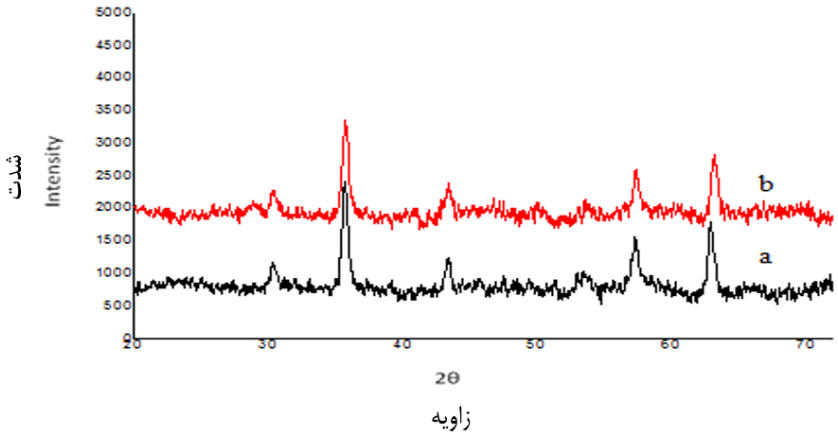
خصوصیات نانوذرات تولیدی

در شکل ۱ تصویر نانوذرات سنتز شده نشان داده شده است. این تصویر نشان می‌دهد که نانوذرات مگنتیت سنتزشده دارای شکل کروی بوده و اندازه ذرات تولیدی در محدوده ۴۰ تا ۶۰ نانومتر می‌باشد. شکل ۲ پراش نگاشت پرتو XRD نانوذرات مگنتیت خالص و اصلاح شده را نشان می‌دهد که زاویه‌های ۳۰/۳۰۰ (۲۲۰)، ۳۵/۶۷۵ (۳۱۱)، ۴۳/۳۰۰ (۴۰۰)، ۵۷/۱۷۵ (۵۱۱)، ۶۲/۹۰۰ (۴۴۰)، ۷۱/۲۹۰ (۶۲۰) و ۷۴/۳۸۰ (۵۳۳) که قوی‌ترین پیک‌های منحنی هستند مربوط به مگنتیت می‌باشند (۲).



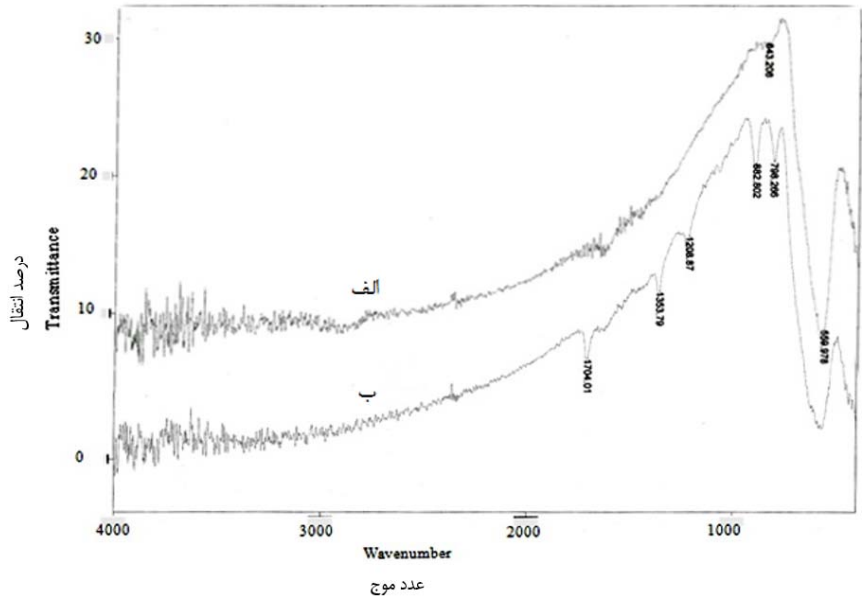
شکل ۱- تصویرهای SEM مربوط به نانوذرات مگنتیت اصلاح شده

Figure 1- SEM images of stabilized magnetite nanoparticles



شکل ۲- طیف پراش اشعه X از نانوذرات مگنتیت خالص (a) و اصلاح شده (b)

Figure 2- X-ray diffraction spectra of pure (a) and stabilized (b) magnetite nanoparticles



شکل ۳- طیف مادون قرمز مربوط به نانوذرات مگنتیت خالص (الف) و اصلاح‌شده (ب)

Figure 3- Infrared spectrum of pure (a) and stabilized (b) magnetite nanoparticles

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

Table 1- Physicochemical properties of studied soil

ویژگی خاک Soli Properties	میانگین Mean
شن (درصد) Sand (percent)	82.9
سیلت (درصد) Silt (percent)	12.6
رس (درصد) Clay (percent)	4.5
بافت خاک Soil Texture	شن لومی
متوسط قطر ذرات (میکرومتر) Particle Mean Diameter (micro meter)	115.49
سطح ویژه (m^2g^{-1}) Specific Area (m^2g^{-1})	2.77
ظرفیت تبادل کاتیونی ($cmol_{(c)}\ kg^{-1}$) Cation Exchange Capacity ($cmol_{(c)}\ kg^{-1}$)	8
pH در نسبت ۱:۱ pH at 1:1 Ratio	8.03
قابلیت هدایت الکتریکی در نسبت ۱:۱ (dSm^{-1}) EC at 1:1 Ratio	2.19
کربن آلی (درصد) Organic Carbon (percent)	0.12
آهن قابل جذب (میلی گرم بر کیلوگرم) Absorbable Fe (mg/Kg)	0.32
کادمیم قابل جذب (میلی گرم بر کیلوگرم) Absorbable Cd (mg/Kg)	0.01

طیف مادون قرمز نانوذرات مگنتیت خالص و مگنتیت با سطح اصلاح شده در شکل ۳ نشان داده شده است. طیف مادون قرمز در

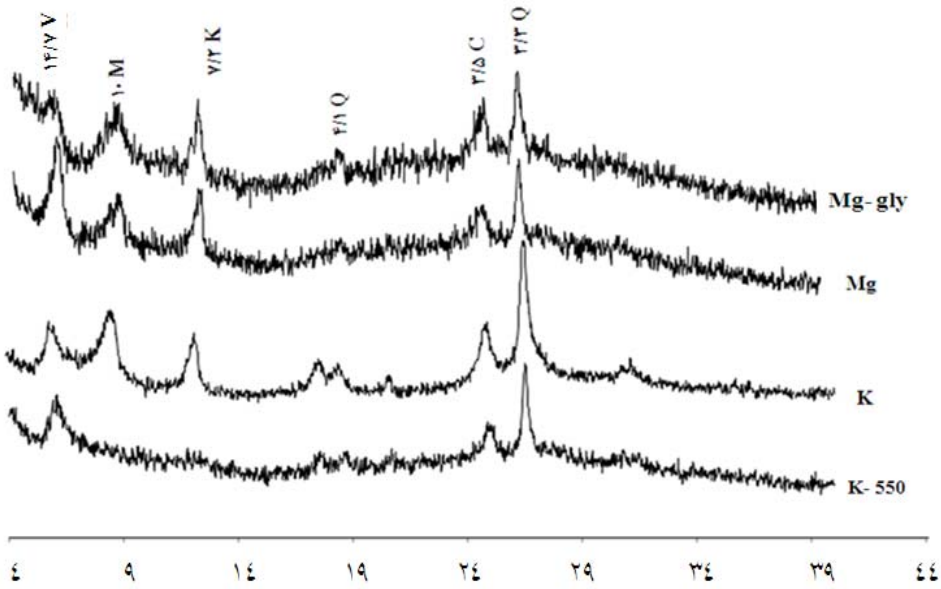
طول موج‌های پایین ($\leq$۷۰۰ cm^{-1}) پیوندهای Fe-O را نشان می‌دهد. حضور مگنتیت با سه طیف جذبی حدود ۵۷۸/۳۷۱، ۶۹۰/۹۸۹ و ۷۲۶/۰۷۵ cm^{-1} نشان داده شده است. پیک‌های حدود ۳۴۰۲/۰۳، ۳۸۵۳/۱۵، ۳۴۴۳/۳۵، ۲۳۴۱/۱۱ و ۲۹۱۷/۸۹ cm^{-1} مربوط به پیوند O-H می‌باشند. دیگر پیک‌های حدود ۱۶۲۷/۷۳، ۱۴۸۰/۶۳ و ۱۰۲۰/۴۲ cm^{-1} به ترتیب مربوط به C=O، $(CH2)_n$ و C-O می‌باشند. در نتیجه ترکیب هر دو نمونه مگنتیت است.

ویژگی‌های خاک مورد مطالعه

برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در این پژوهش در جدول (۱) آورده شده است. همان‌طور که ملاحظه می‌گردد خاک مورد مطالعه دارای بافت شن لومی بوده، مقدار کربنات کلسیم معادل آن ۳۸/۲۵ درصد می‌باشد. میانگین قطر ذرات آن ۱۱۵/۵ میکرومتر، کانی‌های غالب آن (شکل ۴) کلریت و کوارتز و سطح ویژه آن ۲/۷۷ متر مربع بر گرم می‌باشد.

کانی‌شناسی خاک شن لومی مورد مطالعه

شکل ۴ پراش نگاشت پرتو X ذرات رس مربوط به خاک را نشان می‌دهد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود کانی‌های رس موجود در خاک شامل کوارتز، میکا، کلریت، کائولینایت و ورمی‌کولایت می‌باشند. در این شکل Mg-gly: تیمار اشباع با منیزیم و گلیسرول، Mg: تیمار اشباع با منیزیم، K: تیمار اشباع با پتاسیم، K-550: تیمار اشباع با پتاسیم همراه با حرارت ۵۵۰ درجه سلسیوس، Q: کوارتز، M: میکا، C: کلریت، K: کائولینایت و V: ورمی‌کولایت می‌باشد. تمامی پیک‌ها بر حسب آنگستروم می‌باشند.



شکل ٤- پراش نگاشت اشعه ایکس ذرات رس مربوط به خاک با بافت شن لومی

Figure 4- Clay particles XRD of loamy sand soil

در تیمار اشباع با پتاسیم و حرارت، در اثر حرارت پدیده Dehydroxation رخ داده و ساختار کانی به‌هم می‌ریزد. بنابراین در تیمار K+550 پیک ۱۰ آنگستروم میکا ظاهر نمی‌شود.

بررسی اثر نانوذرات بر شکل‌های مختلف کادمیم در خاک

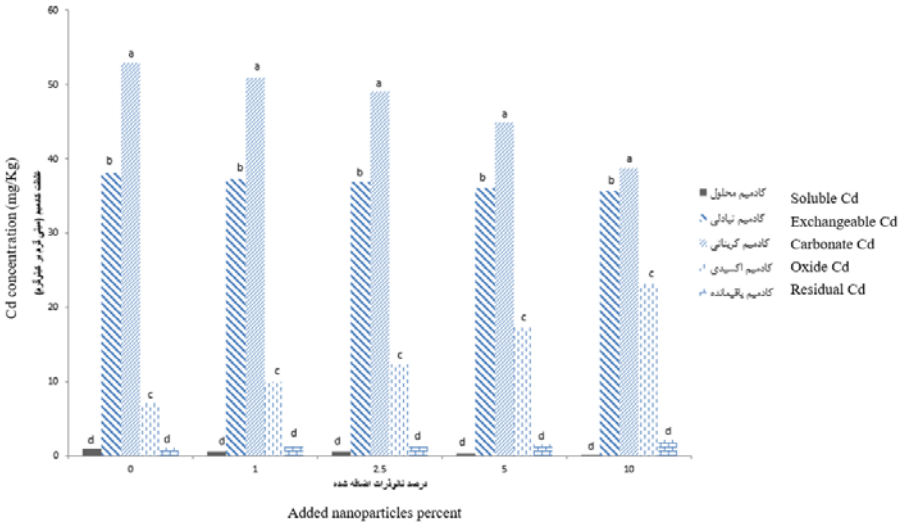
درصدهای مختلف نانوذرات و غلظت کادمیم در شکل‌های مختلف (محلول، تبادلی، کربناتی، متصل به اکسیدهای آهن و منگنز و باقی‌مانده) با استفاده از نرم افزار SPSS و تجزیه واریانس چندمتغیره (MANOVA) بررسی گردید. همچنین تفاوت بین تیمارها (درصدهای مختلف نانوذره) در شکل‌هایی که تیمار نانوذرات معنی‌دار بود، با استفاده از آزمون مقایسه میانگین دانکن تعیین شد. نتایج تجزیه واریانس داده‌ها در جدول ۲ و مقدار نسبی کادمیم در بخش‌های مختلف خاک در شکل ۵ آمده است.

جدول ۲- تجزیه واریانس تأثیر مقدار نانوذرات مگنتیت تثبیت‌شده بر غلظت کادمیم در شکل‌های مختلف خاک (P< ۰/۰۵)

Table 2- Variance analysis of the stabilized magnetite nanoparticles impact on cadmium concentration in soil different fractions (P< 5%)

شکل کادمیم Cadmium Form	میانگین مربعات Mean of Squares	درجه آزادی Degrees of Freedom	مجموع مربعات Sum of Squares	F	معنی‌داری Signification
محلول Soluble	0.142	4	0.566	41.556	0
تبادلی Exchangeable	2.116	4	8.464	1.787	0.208
کربناتی Carbonate	61.737	4	246.950	80.650	0
اکسیدی Oxide	75.216	4	300.863	100.019	0
باقیمانده Residual	0.343	4	1.373	1.308	0.331

نتایج عصاره‌گیری دنباله‌ای در جدول ۲ و شکل ۵ نشان می‌دهد که کاربرد نانوذرات به‌طور معنی‌داری شکل‌های محلول و کربناتی را در مقایسه با تیمار شاهد کاهش و شکل متصل به اکسیدهای آهن را افزایش داد ($P\leq0.05$)، اما بر شکل‌های تبادلی و باقی‌مانده تأثیر معنی‌داری نداشت. توزیع کادمیم در شکل‌های عصاره‌گیری شده در تمام تیمارها بدین صورت می‌باشد: کربناتی > تبادلی > اکسیدی > باقی‌مانده > محلول. اگرچه این رابطه در تمام تیمارها صادق است، اما کاهش کادمیم از شکل‌های محلول و کربناتی که پویایی زیادی دارند باعث اتصال آن به اکسیدهای آهن شده و تحرّک کادمیم در خاک کاهش می‌یابد. این نتیجه مبیّن آن است که نانوذرات مگنتیت مکان‌های جذب مناسبی برای کادمیم تغییر شکل یافته از شکل‌های محلول و کربناتی بوده است.



شکل ۵- توزیع کادمیم در شکل‌های مختلف خاک

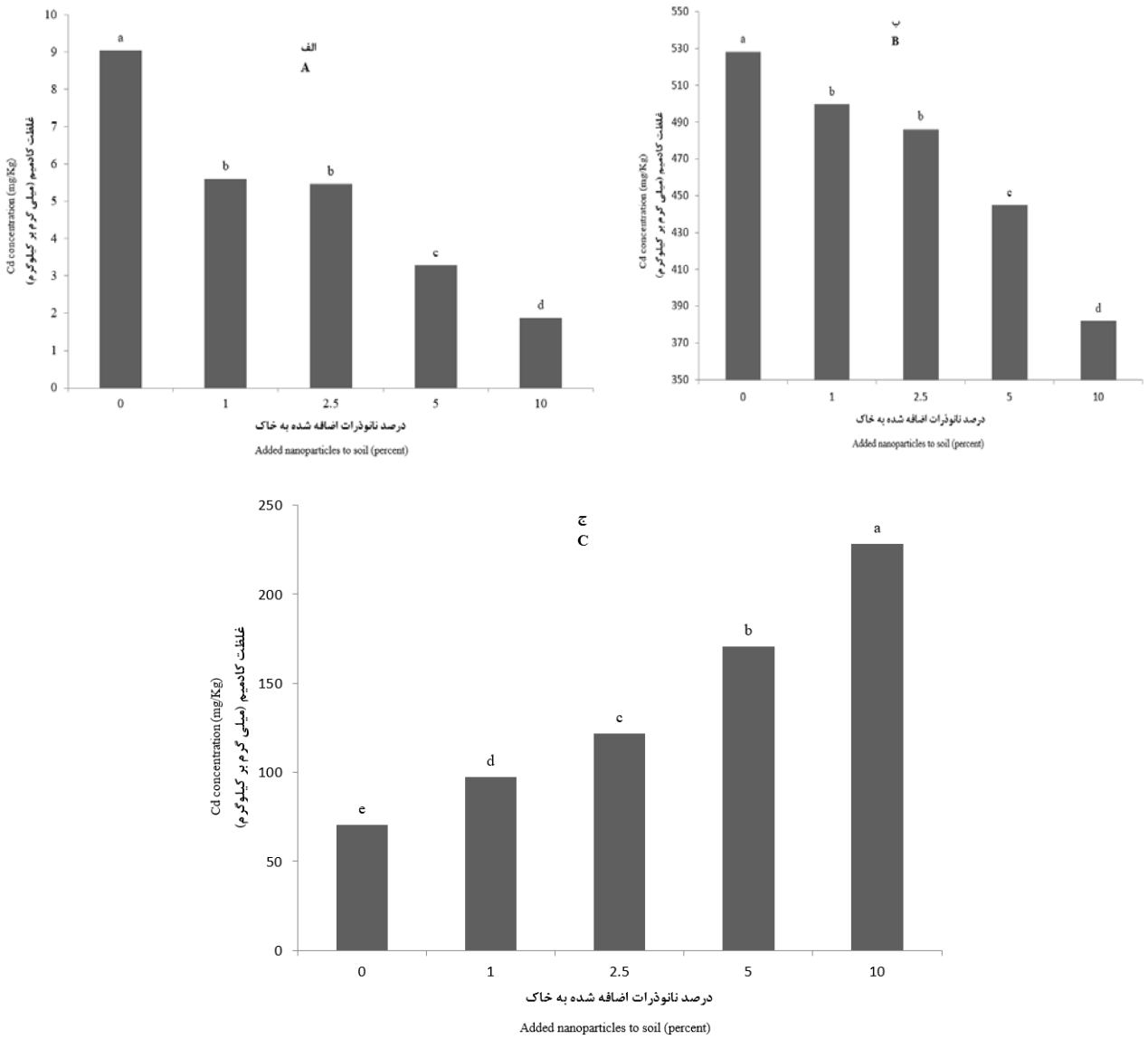
Figure 5- Cadmium distribution in different fractions of soil

تأثیر مقادیر مختلف نانوذرات مگنتیت تثبیت‌شده بر غلظت کادمیم در شکل‌های مختلف خاک در زیر شرح داده شده است.

اثر نانوذرات بر غلظت کادمیم در شکل محلول خاک:

نمودار تأثیر مقادیر مختلف نانوذرات بر کادمیم محلول خاک در شکل (الف-۶) نشان داده شده است. با افزایش مقدار نانوذره، غلظت کادمیم در شکل محلول از ۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم در حالت شاهد به ۱/۸۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار ۱۰ درصد نانوذره رسیده است. به عبارتی، با اضافه کردن نانوذرات به خاک، غلظت کادمیم در مقایسه با تیمار شاهد (صفر درصد نانوذره)، ۸۰ درصد کاهش یافته است.

همچنین نتایج آزمون مقایسه میانگین دانکن نشان داد، بین تیمار شاهد با تیمارهای دارای نانوذره اختلاف معنی‌داری وجود دارد. کادمیم محلول در خاک، جزئی بسیار ناپایدار بوده و تحت تأثیر افزایش میزان کربنات‌ها، اکسیدهای فلزی و سایر ترکیبات به خاک کاهش می‌یابد و وارد شکل‌های دیگر خاک می‌شود (۱۲ و ۲۳).



شکل ٦- تأثیر مقدار نانوذرات بر غلظت کادمیم در شکل محلول (الف)، کادمیم در شکل کربناتی (ب) و کادمیم متصل به اکسیدهای آهن (ج) (حروف متفاوت نشان دهنده تفاوت معنی داری در سطح ۵ درصد می‌باشد)

Figure 6- Impact of nanoparticles dosage on cadmium concentration in: soluble form of soli (A), carbonate form (B), and and Fe oxide form (C)

اثر نانوذرات بر غلظت کادمیم در شکل کربناتی خاک

شکل (ب-۶) نمودار تأثیر افزایش مقدار نانوذرات بر غلظت کادمیم در شکل کربناتی خاک را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود با افزایش مقدار نانوذرات به خاک، غلظت کادمیم از ۵۲۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم در حالت شاهد به ۳۸۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار ۱۰ درصد نانوذره رسیده است. به عبارتی در تیمار ۱۰ درصد، غلظت کادمیم در شکل کربناتی ۲۸ درصد نسبت به تیمار شاهد (صفر درصد نانوذره) کاهش یافته است یا به عبارتی از شکل کربناتی خارج و در خاک تثبیت شده است. در این نمودار بین تیمار شاهد با تیمارهای دارای نانوذره اختلاف معنی‌داری وجود دارد.

بنابراین تیمارهای دارای نانوذره تأثیر بسیاری بر کادمیم موجود در شکل کربناتی داشته‌اند. تانگ و همکاران (۲۳) فاکتورهای مؤثر بر شکل‌های کادمیم در چند سری خاک چین را مورد بررسی قرار دادند و به این نتیجه رسیدند که با گذشت زمان، غلظت کادمیم در شکل آلی و کربنات‌های خاک کاهش یافت و میزان آن در شکل تبادلی و اکسیدهای آهن و منگنز افزایش یافت.

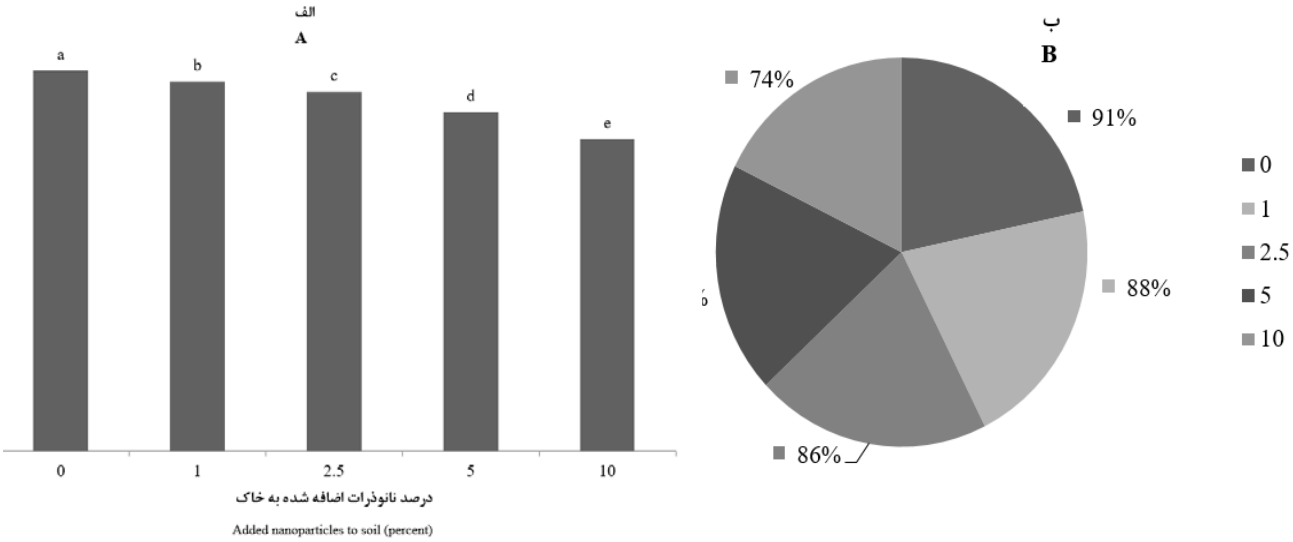
اثر نانوذرات بر غلظت کادمیم در شکل اکسیدهای آهن

شکل (ج-۶)، نمودار تأثیر مقدار نانوذرات بر کادمیم موجود در شکل اکسیدهای آهن را نشان می‌دهد. همان‌طور که در نمودار مشاهده می‌شود با افزایش مقدار نانوذرات در خاک بین شکل‌های محلول (الف)، کربناتی (ب) و اکسیدهای آهن (ج) رقابت ایجاد شده و از آن‌جایی که اکسیدهای آهن تله‌انداز خوبی برای جذب کادمیم می‌باشند، کادمیم موجود در این شکل‌ها وارد شکل اکسیدهای آهن (نانوذرات مگنتیت اصلاح شده) گردیده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود غلظت کادمیم در تیمار ۱۰ درصد نانوذره (۲۲۸/۲۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک)، نسبت به تیمار صفر درصد نانوذره (۷۰/۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) تقریباً به مقدار سه برابر افزایش یافته است. مقایسه میانگین غلظت کادمیم در تیمارهای مختلف با آزمون دانکن نشان داد بین تیمار شاهد با تیمارهای دارای نانوذره اختلاف معنی‌داری وجود دارد. این نتایج به خوبی نشان می‌دهد با اضافه کردن نانوذرات به خاک، کادمیم موجود در شکل‌های دیگر آزاد شده و به شکل اکسیدی پیوسته است.

اثر مقدار نانوذرات بر فراهمی زیستی کادمیم در خاک

نمودارهای تأثیر مقدار نانوذرات مگنتیت اصلاح‌شده بر فراهمی زیستی کادمیم در خاک مورد مطالعه، در شکل ۷ ارائه شده است. نتایج آزمون مقایسه میانگین دانکن نشان داد بین تیمار شاهد با تیمارهای دارای نانوذره اختلاف معنی‌داری وجود داشت.

نتایج نشان داد با افزایش مقدار نانوذرات در خاک، کادمیم موجود در شکل‌های محلول و کربناتی خاک کاهش یافته و وارد شکل اکسید آهن شده است. با توجّه به تعریف فراهمی زیستی که برابر با مجموع کادمیم در شکل تبادلی و کربناتی تقسیم بر غلظت کادمیم کلّ خاک اصلاح شده با نانوذرات می‌باشد، فراهمی زیستی کادمیم در خاک روندی کاهشی داشته است (شکل الف-۷). همان‌طور که در نمودار شکل (ب-۷) مشاهده می‌شود با افزایش مقدار نانوذرات در خاک، پارامتر فراهمی زیستی کادمیم در خاک از ۹۱ درصد در حالت شاهد (صفر درصد نانوذره) به ۷۴ درصد کاهش یافته است، به عبارتی ۱۷ درصد کادمیم در خاک تثبیت شده است.



شکل ۷- تأثیر مقدار نانوذرات بر پارامتر فراهمی زیستی کادمیم در خاک (الف) و نمودار تغییرات درصدی پارامتر فراهمی زیستی کادمیم (k) با افزایش مقدار نانوذرات (۰، ۱، ۲/۵، ۵ و ۱۰ درصد) در خاک (ب)

Figure 7- Impact of nanoparticles dosage on cadmium bioavailability in soil (A) and cadmium bioavailability percentage variation with increasing of nanoparticles dosage (0, 1, 2.5, 5 and 10 percent) in soil

نتیجه‌گیری کلی

در این پژوهش، تأثیر درصدهای مختلف نانوذرات مگنتیت تثبیت‌شده با SDS بر ناپویاسازی و فراهمی زیستی کادمیم در خاک بررسی شد. نتایج نشان داد غلظت کادمیم در شکل محلول و کربناتی

با افزایش درصد نانوذرات (از ۰ تا ۱۰ درصد) کاهش یافت به‌طوری که بیشترین میزان کاهش غلظت کادمیم در تیمار ۱۰ درصد نانوذرات (در شکل محلول ۸۰ درصد و در شکل کربناتی ۲۸ درصد نسبت به تیمار صفر درصد نانوذره) مشاهده شد. مقدار کادمیم متصل به اکسید آهن با افزایش درصد نانوذرات افزایش یافته به‌طوری که در تیمار ۱۰ درصد نانوذره به سه برابر غلظت در تیمار شاهد رسید. غلظت کادمیم در شکل‌های تبادلی و باقی‌مانده با تغییر میزان درصد نانوذرات تغییرات چندانی نداشت. پس از اضافه کردن نانوذرات به خاک تحرّک و فراهمی زیستی کادمیم در خاک (پارامتر K) در تیمار ۱۰ درصد نانوذره، ۱۷ درصد کاهش یافت. شکل محلول زیست فراهم‌ترین شکل فلز است که با افزودن نانوذرات به خاک به‌طور معنی‌داری کاهش یافته است. همچنین علیرغم وجود کربنات کلسیم زیاد در خاک (۳۸/۲۵ درصد)، شکل کربناتی کادمیم نیز در تیمارهای نانوذرات کاهش معنی‌داری داشت. دلیل کاهش شکل‌های ناپایدار محلول و کربناتی را می‌توان به اکسیدهای آهن نسبت داد که در تیمارهای مختلف نانوذرات به خاک اضافه شدند. بنابراین می‌توان گفت نانوذرات مگنتیت تثبیت‌شده باعث کاهش حلالیت کادمیم در خاک و کاهش فراهمی زیستی این فلز شد. به‌طور کلی توانایی نانوذرات در ناپویاسازی کادمیم را می‌توان در توانایی آن در جذب کاتیون و مساحت سطح ویژه زیاد دانست.

نتایج آزمایش فراهمی زیستی و بررسی اثر نانوذرات بر شکل‌های مختلف کادمیم در خاک نشان داد با افزایش مقدار نانوذرات در خاک، کادمیم موجود در شکل محلول ۸۰ درصد و کادمیم کربناتی ۲۸ درصد نسبت به تیمار شاهد کاهش یافت، کادمیم موجود در شکل اکسیدهای آهن به ۳ برابر غلظت اولیه افزایش یافته و فراهمی زیستی فلز کادمیم ۱۷ درصد کاهش یافت.

منابع

1- Adriano D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments, biogeochemistry, bioavailability and risks of metals, second ed. Springer, New York.

2- Alibeigi S., and Vaezi M. 2008. Phase Transformation of Iron Oxide Nanoparticles by Varying the Molar Ratio of Fe^{2+}: Fe^{3+}. Journal of Chemistry Engineering Technology, 31(11):1591–1596.

3- Bolan N.S., Adriano D.C., and Curtin D. 2003. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. Advanced in Agronomy, 78:216-272.

4- Carini R., Bellomo G., Benedetti A., Fulceri R., Gamberucci A., Parola M., Dianzani M.U., and Albone E. 1995. Alteration of Na^{+} homeostasis as a critical step in the development of irreversible hepatocyte injury after adenosine triphosphate depletion. Hepatology: 1089-1098.

5- Chapman H.D. 1965. Cation exchange capacity. In: Black, C.A. (Ed.), Methods of Soil Analysis: Part 2. Monogr. Ser., vol. 9. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 891–900.

6- Chen G.; Zeng G.; Chunyan D.; Huang D.; Lin T.; Wang L. and Guoli Sh. 2010. Transfer of heavy metals from compost to red soil and groundwater under simulated rainfall conditions. Journal of Hazardous Materials, 181: 211–216.

7- Degryse F.; Smolders E., and Parker D.R. 2009. Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: concepts, methodologies, prediction and applications: a review. European Journal of Soil Science, 60: 590–612.

8- Han F.X.; Hargreaves J.A.; Kingery W.L.; Huggett D.B. and Schlenk D.K. 2001. Accumulation, distribution, and toxicity of copper in sediments of catfish ponds receiving periodic copper sulfate applications. Journal of Environmental Quality, 30: 912–919.

9- Hutton M., and Symon C. 1986. The quantities of cadmium, lead, mercury and arsenic entering the U.K. environment from human activities. Journal of Science of the Total Environment, P57; 129-150.

10- Jackson B.P., and Miller W.P. 2000. Soil solution chemistry of a fly ash poultry litter and sewage sludge-amended soil. Journal of Environmental Quality, 29 (2): 430–436.

11- Jordan A.; Scholz R.; Wust P.; Fakhling H., and Felix R. 1999. Magnetic fluid hyperthermia (MFH): cancer treatment with AC magnetic "eld induced excitation of biocompatible superparamagnetic nanoparticles. Journal of Magnetism and Magnetic Materials, 201: 413–419

12- Liu R., and Zhao D. 2007. The leachability, bioaccessibility, and speciation of Cu in the sediment of channel catfish ponds. Journal of Environmental Pollution, 147: 593–603.

13- Lu A.; Zhang S., and Shan X.Q. 2005. Time effect on the fractionation of heavy metals in soils. Journal of Geoderma, 125: 225–234.

14- Miller W.P., Martines D.C., and Zelazity I.W. 1986. Effect of sequence in extraction of trace metals from soils. Soil Science Society of America Journal, 50: 598-601.

15- Nelson D.W., and Sommers L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Part 2. In :Page, A.L. Ed .Methods of Soil Analysis, second ed .ASA and SSSA, Madison, WI, pp .539–579.

16- Ozsoy H.D.; Kumbur, H., and Ozer Z. 2007. Adsorption of copper (II) ions to peanut hulls and Pinus brutia sawdust Int. Journal of Environmental Pollution, 31: 125–134.

17- Peltier E.; Dahl A.L., and Gaillard J.F. 2005. Metal speciation in anoxic sediments: when sulfides can be construed as oxides. Journal of Environmental Science and Technology, 39: 311–316.
18- Reible D.; Lampert D.; Constant D.; Mutch J., and Zhu Y. 2006 .Active capping demonstration in the Anacostia River. Journal of Remediation, 17: 39–53.
19- Reyhanitabar A., Alidokht L., Khataee A.R., and Oustan S. 2012. Application of stabilized Fe0 nanoparticles for remediation of Cr (VI)-spiked soil. Europen Journal of Soil Science, 63: 724-732.
20- Rostami S. 2001. Using of human hair to remove heavy metals from aqueous solution (cadmium and lead). MSc dissertation. Islamic Azad University of Ahvaz (in Persian with English abstract).
21- Si S.; Kotal A., and Mandal T.K. 2004. Size-controlled synthesis of magnetite nanoparticles in the presence of polyelectrolytes. Jornal of Chemistry Material, 16: 3489−3496.
22- Tamura H., and Furrichi R. 1997. Adsorption affinity of divalent heavy metal ions for metal oxides evaluated by modeling with the Frumkin isotherm. Journal of Colloid Interface Science, 195: 241–249.
23- Tang X.Y., Zhu Cui Y.S., Duan J., and Tang L. 2006. The effect of ageing on the bioaccessibility and fractionation of cadmium in some typical soils of China. Environment International, 32: 682–689.
24- Tessier A.; Campbell P.G.C., and Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Journal of Analytical Chemistry, 51: 844–851.
25- Xu Y.; Liu R., and Zhao D. 2009. Reducing leachability and bioaccessibility of toxic metals in soils, sediments, and solid /hazardous wastes using stabilized nanoparticles. Journal of Nanotechnology Applications for Clean Water: 365–374.
26- Zhang Z.; Li M.; Chen W.; Zhu Sh.; Liu N., and Zhu L. 2010. Immobilization of lead and cadmium from aqueous solution and contaminated sediment using nano−hydroxyapatite. Journal of Environmental Pollution, 158: 514–519.
27- Zhou J.; Wu W.; Caruntu D.; Yu M.H.; Martin A.; Chen J.F.; Connor C.O., and Zhou W.L. 2007. Synthesis of porous magnetic hollow silica nanospheres for nanomedicine application. Journal of Physical Chemistry, 111: 17473–17477.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 241-253

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۵۳-۲۴۱

Cadmium Immobilization in Soil using Sodium Dodecyl Sulfate Stabilized Magnetite Nanoparticles

A. Farrokhian Firouzi[1]- M. J. Amiri[2]- H. Hamidifar[3]- M. Bahrami[4*]

Received: 07-11-2015
Accepted: 15-05-2016

Introduction Some methods of contaminated soils remediation reduces the mobile fraction of trace elements, which could contaminate groundwater or be taken up by soil organisms. Cadmium (Cd) as a heavy metal has received much attention in the past few decades due to its potential toxic impact on soil organism activity and compositions. Cadmium is a soil pollutant of no known essential biological functions, and may pose threats to soil-dwelling organisms and human health. Soil contamination with Cd usually originates from mining and smelting activities, atmospheric deposition from metallurgical industries, incineration of plastics and batteries, land application of sewage sludge, and burning of fossil fuels. Heavy metal immobilization using amendments is a simple and rapid method for the reduction of heavy metal pollution. One way of the assessment of contaminated soils is sequential extraction procedure. Sequential extraction of heavy metals in soils is an appropriate way to determine soil metal forms including soluble, exchangeable, carbonate, oxides of iron and manganese, and the residual. Its results are valuable in prediction of bioavailability, leaching rate and elements transformation in contaminated agricultural soils.

Materials and Methods The objective of this study was to synthesize magnetite nanoparticles (Fe_3O_4) stabilized with sodium dodecyl sulfate (SDS) and to investigate the effect of its different percentages (0, 1, 2.5, 5, and 10%) on the different fractions of cadmium in soil by sequential extraction method. The nanoparticles were synthesized following the protocol described by Si et al. (19). The investigations were carried out with a loamy sand topsoil. Before use, the soil was air-dried, homogenized and sieved (<2 mm). All experiments were performed in three replications. 200 ml of $Cd(NO_3)_2$ solution (500 mg Cd l^{-1}) was spiked into 100 g soil to artificially increase the total soil Cd concentration by about 1000 mg kg^{-1}. After being air-dried and homogenized again by 2 mm sieving, 2 g of Cd contaminated soil was weighed into each 50 ml centrifuge tube (15 tubes) and 25 ml of suspension with different percentages of stabilized nanoparticles was added. To avoid exposure to oxygen, the procedure was also conducted in the anaerobic chamber and the tubes were tightly capped. To test the change in Cd speciation in soils, the sequential extraction procedure developed by Tessier et al. (22) was employed, before and after the nanoparticle amendment, to quantify the fractions of various operationally defined Cd species. Those soil samples included the untreated soils and the treated soils was centrifuged and supernatant-removed. After being treated with the procedure in each step, the mixture was then centrifuged at 5000g for 10 min. The supernatant was decanted and filtered through a 0.45 µm filter. The filtrate was stored for Cd analysis. The soil residue was retained for the next step.

Results and Discussion The SEM measurements demonstrated that the particle size of nanoparticles was about 40-60 nm. The observation was reasonable given the high carbonate content of the soil. The results showed that the increasing of nanoparticles in soil, significantly led to decreasing of cadmium concentration in soluble and carbonate forms, so that the maximum reduction of the cadmium concentration was related to 10% nanoparticles treatment (80% in soluble form and 28% in carbonate form compared with treatment of zero percent of nanoparticles). The amount of cadmium bound to iron oxide increased with increasing the percentage of nanoparticles, so that bounded to the iron oxide form in 10% treatment reached to three times compared with control treatment. Cadmium concentrations in the exchangeable and residual phases had not extensively variations by changing the amount of nanoparticles. In the treatment of 10% of nanoparticles, mobility and bioavailability of cadmium in soil was also reduced 17%. The distribution of the extracted forms ofCadmium in all treatments was as follows: carbonate › exchangeable › oxide › residual › soluble. By increasing the amount of nanoparticles in the soil, cadmium bioavailability parameter in soil was reduced from 91 percent (in control treatment) to 74 percent. In other words, 17 percent of cadmium stabilized in soil. So, stabilized magnetite nanoparticles could reduce the solubility and bioavailability of cadmium in the soil.

1- Assistant Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahid Chamran University
2 And 4- Assistant Professors, Department of Water Sciences and Engineering, Faculty of Agriculture, Fasa University
(*-Corresponding Author Email: mehdibahrami121@gmail.com)
3- Assistant Professor, Department of Water Sciences, Faculty of Agriculture, Shiraz University

Conclusion In spite of high calcium carbonate in soil (38.25%), carbonate form of Cd was significantly reduced in the nanoparticles treatments. Generally, the nanoparticles ability to cadmium immobilization can be attributed to its ability to cation adsorption and its large specific surface area.

Keywords: Cadmium, Soil Contamination, Sequential Extraction, Nanoparticles

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 254-262

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۶۲-۲۵۴

بررسی قابلیت ماندگاری باکتری‌های حل‌کننده فسفات در گرانول فسفاته

هاجر رجبی‌هشجین[۱]– علیرضا فلاح[۲*]– غلامرضا بخشی‌خانیکی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۰/۲۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۲/۲۶

چکیده

توسعه پایدار و حفظ محیط‌زیست ارتباط تنگاتنگی باهم دارند. کشاورزی پایدار، تولید و بهره‌برداری مداوم از یک زیست‌بوم زراعی با رعایت جنبه‌های مختلف زیست‌محیطی بر اساس به‌کارگیری حداقل نهاده‌ها (غیر از کود آلی) است. فسفر یکی از عناصر مهم و ضروری برای گیاهان است. برای تأمین فسفر موردنیاز از کودهای فسفره استفاده می‌شود که در شرایط خاک، به‌صورت نامحلول درآمده و از دسترس گیاه خارج می‌شود. کودهای زیستی حاوی میکروارگانیسم‌های حل‌کننده فسفات باعث حل شدن فسفر نامحلول و کاهش مصرف کودهای شیمیایی می‌گردد. به‌منظور بررسی قابلیت ماندگاری باکتری‌های حل‌کننده فسفات در گرانول آزمایشی در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل انجام شد. بدین ترتیب که ۱۰ ایزوله انتخاب شدند و به ترتیب با نسبت ۵۰، ۲۵، ۱۵ و ۱۰ درصد از آپاتیت، ماده آلی، گوگرد و محلول گرانول ساز (نسبت ۱:۱ و ۲:۱ باکتری و ملاس چغندرقند) برای هر ایزوله تهیه شد. محصول نهایی در دمای ۲۸ و ۴۰ درجه سانتی‌گراد خشک و ۴ ماه نگهداری شد و شمارش جمعیت بلافاصله و در ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز بعد به روش سری‌های رقت انجام گرفت. بیشترین جمعیت باکتری در نسبت ۱:۱ مایه تلقیح به ملاس چغندرقند مشاهده شد البته برخی از باکتری‌ها توانستند در نسبت ۲:۱ نیز جمعیت خود را تا مدتی حفظ کنند. گرانول تولیدشده بر اساس استاندارد تعریف‌شده تا ۳ ماه جمعیت خود را حفظ کرد و مناسب‌ترین جمعیت در گرانول ۱:۱ خشک‌شده در ۲۸ درجه سانتی‌گراد مشاهده شد و برخی از گرانول‌های نسبت ۱:۱ دمای ۴۰ درجه سانتی‌گراد نیز با استاندارد تعریف‌شده مطابقت داشتند.

واژه‌های کلیدی: باکتری‌های حل‌کننده، فسفر، درجه حرارت، کود زیستی، گرانول، ملاس چغندرقند

مقدمه

بدون خاک، زندگی انسان و بسیاری از شکل‌های زندگی روی کره زمین ناممکن به نظر می‌رسد. این همان باوری است که سبب تدوین لایحه جامع خاک (پیش‌نویس جامع خاک) در کشور شده است. ازاین‌رو برای تأمین غذا، برای جمعیت رو به افزایش و همچنین در راستای بالا بردن استاندارد برای برخی جوامع کنونی که در شرایط تغذیه ناکافی به سر می‌برند، باید تولید مواد غذایی افزایش یابد. این افزایش تولید، باید از همین زمین‌هایی باشد که در حال حاضر زیر کشت هستند. خاک به‌عنوان منبع طبیعی تجدید ناپذیر در حال تخریب است که این فرایند نهایتاً به کاهش تولیدات کشاورزی منجر شده است. توسعه سریع صنعتی و کشاورزی و بهره‌گیری از مواد شیمیایی متنوع و همچنینی مصرف زیاد کودهای شیمیایی، عوامل بالقوه‌ای برای آلوده کردن خاک و آب فراهم ساخته است. آلودگی خاک به‌واسطه استفاده از کودهای شیمیایی در ایران بیشتر مربوط به مصرف بی‌رویه و نا به‌جای آن است.

کودهای شیمیایی یکی از عوامل اصلی حفظ حاصلخیزی خاک می‌باشند ولی استفاده بیش‌ازاندازه از آن‌ها به‌ویژه هنگامی‌که با عملیات مدیریتی نامناسب مثل سوزاندن بقایای گیاهی همراه شود، میزان ماده آلی خاک را به‌شدت کاهش می‌دهد. این موضوع روی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک تأثیر گذاشته و امکان فرسایش را در این خاک‌ها افزایش می‌دهد (۵ و ۱۴). امروزه به دلیل افزایش اهمیت مسائل زیست‌محیطی توجه بیشتری به کودهای زیستی یا زیستی برای جایگزینی کودهای شیمیایی شده است (۱۳). درواقع کودهای زیستی به مواد حاصلخیز کننده‌ای گفته می‌شود که حاوی تعداد کافی از یک یا چندگونه از موجودات مفید خاکزی هستند که روی مواد نگه‌دارنده مناسبی عرضه می‌شوند (۷). عرضه مواد

۱- دانشجوی کارشناسی‌ارشد بیوتکنولوژی کشاورزی، دانشگاه پیام‌نور، مرکز تهران شرق
۲- دانشیارموسسه تحقیقات خاک و آب کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email:Rezafayah@ yahoo.com)
۳- استاد گروه علوم کشاورزی (بیوتکنولوژی) دانشگاه پیام‌نور
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.52420

آلی به خاک، به دلیل پاسخگویی به یکی از بزرگ‌ترین نیازهای گیاه از مزایای بارز این قبیل کودهاست. علاوه بر این، تأمین عناصر غذایی به صورتی کاملاً متناسب با تغذیه طبیعی گیاهان، کمک به تنوع زیستی، تشدید فعالیت‌های حیاتی، بهبود کیفیت و حفظ سلامت محیط‌زیست از مهم‌ترین مزیت‌های کودهای زیستی به شمار می‌رود (۲۳). برطرف کردن کمبود فسفات به‌وسیله کاربرد کودهای شیمیایی فسفات پرخطر و گران، چاره‌ای مطلوب و ایده آلنیست و پیامدهای جدی برای عملیات کشاورزی بعدی ایجاد می‌کند. مقادیر زیادی از کودهای شیمیایی برای تأمین فسفر و نیتروژن خاک استفاده می‌شوند که آلودگی‌های محیطی شدیدی را به وجود می‌آورند (۱ و ۴). بخش زیادی از فسفر غیر آلی که به‌صورت کودهای شیمیایی به‌کاربرده می‌شود به‌سرعت تثبیت‌شده و به فرم غیرقابل‌دسترس و غیرقابل‌حل برای گیاه تبدیل می‌شود (۱۲). مقدار مصرف کودهای فسفره در کشور حدود ۷۰۰ هزار تن است که بخش اندکی از آن در داخل و سالیانه حدود ۴۰۰ تا ۵۰۰ هزار تن از این محصول شیمیایی از خارج وارد می‌گردد (۱۸). این در حالی است که سالانه بین ۷۵ الی ۹۰ درصد فسفر اضافه‌شده به خاک به دلیل آهکی بودن اکثر خاک‌ها، وجود pH بالا، تنش خشکی و وجود بی‌کربنات در آب آبیاری و کمبود مواد آلی موجود در خاک و همچنین در اثر ترکیب با یون‌های کلسیم، آلومینیوم و آهن در خاک به‌صورت رسوب درمی‌آید و از دسترس گیاه خارج می‌شود (۱۲ و ۲۷). هدف کشاورزی پایدار توسعه کاربرد کودهای زیستی است؛ برای نیل به این هدف محدود کردن کاربرد کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها در هر زمانی ضروری است (۲۱). استفاده از کودهای زیستی ازجمله کودهای حاوی باکتری‌های حل‌کننده فسفات در راستای کشاورزی پایدار ضمن کاهش مصرف کودهای شیمیایی و افزایش برداشت محصولات کشاورزی به جلوگیری از آلودگی و حفظ محیط‌زیست کمک می‌کند (۱۱، ۱۹ و ۲۴). استفاده از ریز جانداران خاک‌زی به‌منظور افزایش رشد و تولید گیاهان از اوایل قرن بیستم میلادی ابتدا در آمریکا و روسیه و سپس در کشورهای دیگر آغاز شد ولی به دلیل اثر سریع و آنی کودهای شیمیایی، سهولت در کاربرد و قیمت ارزان آن‌ها، کودهای زیستی مورداستفاده قرار نگرفتند و برای مدت زیادی به بوته فراموشی سپرده شدند. در سی سال اخیر به دلیل آشکار شدن اثرات سوءمصرف بی‌رویه کودهای شیمیایی و قیمت رو به تزاید آن‌ها مجدداً استفاده از کودهای زیستی در کشاورزی مطرح‌شده است. مطالعات زیادی بر روی امکان استفاده از کودهای زیستی بر روی محصولات متعدد به‌عمل‌آمده است (۲، ۱۷،۶، ۲۱، ۲۲، ۲۵، ۲۶ و ۲۹). نتایج تحقیقات نشان داده است که میکروارگانیسم‌های حل‌کننده فسفات قادرند در منطقه ریزوسفر فعالیت نموده و با کمک ترشحات ریشه،ترکیبات نامحلول فسفات مانند تری کلسیم فسفات را به‌صورت محلول و قابل‌جذب گیاه درآورند (۱۶). قارچ‌های میکوریزی و باکتری‌های حل‌کننده فسفات مناسب‌ترین جایگزین کودهای شیمیایی و سازگارترین کودهای زیستیبا محیط‌زیست در کشاورزی پایدار می‌باشند که به دلیل اثرات جداگانه و متقابل روی یکدیگر و گیاهان میزبان، موردتوجه بسیاری از محققین قرارگرفته‌اند (۸ و ۹). استفاده از کودهای زیستی باعرضه کودهای میکروبی در اوایل دهه ۱۹۷۰ شروع شد. در اوایل دهه ۱۹۸۰ کاربرد کودهای زیستی در زراعت محصولات مختلف اهمیت پیدا کرد. کودهایمیکروبی ازجمله IARImicrophos در هند (۱۵)، Phosphobacteria در روسیه و اروپای شرقی مورداستفاده قرار گرفتند.

هدف از پژوهش حاضر بررسی قابلیت ماندگاری باکتری‌های حل‌کننده فسفات در گرانول هست. نتایج این آزمایش می‌تواند منجر به تولید گرانول فسفره شود و متعاقباً مصرف کودهای شیمیایی فسفره و همچنین اثرات زیان‌بار مصرف بیش‌ازحد کودهای شیمیایی را کاهش داده و به حفظ محیط‌زیست و منابع در دسترس کمک کند.

مواد و روش‌ها

مطالعه حاضر با هدف بررسی قابلیت ماندگاری باکتری‌های حل‌کننده فسفات در گرانول صورت گرفت. این پژوهش آزمایشگاهی در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل انجام گرفت؛ و قابلیت ماندگاری ۱۰ایزوله (B_{3-2},B_{4-2},C_{5-1},I_{2-4} ,P_6 ,P_{15} ,P_{21} ,P_{39-1} ,Z_4) از باکتری‌های حل‌کننده فسفات مورد بررسی قرار گرفت، که بعد از نمونه‌گیری از منطقه ریزوسفری گیاه به روش شمارش با تهیه سری‌های رقت[1] و کشت بر روی محیط اسپربر و مشاهده هاله روشن اطراف کلنی‌ها که ناشی از حلالیت فسفات بود شناسایی شدند. ابتدا از آپاتیت (خاک فسفات)، ماده آلی و گوگرد با توجه به نسبت تعیین‌شده به ترتیب ۵۰، ۲۵ و ۱۵ درصد ترکیب و به مقدار مشخص توزین شد. مایه تلقیح برای هر ایزوله تهیه و (تلقیح محیط نوترینت براث با اضافه کردن یک لوپ از کلونی‌های رشد کرده در محیط اسپربر انجام و ۲۴ ساعت در انکوباتور نگهداری شد) مایع گرانول‌ساز با نسبت‌های ۱:۱ و ۲:۱ مایه تلقیح باکتری به ملاس چغندرقند برای هر ایزوله به‌طور مجزا در هر نسبت تهیه شد (۱۰ درصد باقیمانده). از ملاس چغندرقند در صنعت عمدتاً به‌عنوان ماده چسباننده گرانول استفاده می‌شود. مراحل تهیه گرانول به ترتیب زیر بوده است:

ترکیبات را در بشر ریخته و با پیپت استریل و با توجه به نسبت تعیین‌شده از مایه تلقیح باکتری و ملاس چغندرقند به‌تدریج اضافه شد و به‌آرامی بشر را به‌صورت دورانی چرخانده تا گرانول به دست آمد. در نهایت به دو قسمت مساوی تقسیم و یک قسمت در دمای ۲۸ درجه سانتی‌گراد (دمای اتاق که می‌تواند برای خشک‌کردن گرانول

1-serialdilution

مورداستفاده قرار بگیرد) و نیم دیگر را در پلیت شیشه‌ای ریخته و به آون با دمای ۴۰ درجه سانتی‌گراد (دمای مورداستفاده در صنعت برای خشک‌کردن گرانول) به مدت ۲ ساعت انتقال داده شد تا خشک شود. سپس، نمونه‌ها برای ۴ ماه در دمای اتاق نگهداری شد و در ماه اول هر ۱۰ روز یک‌بار و از ماه دوم هرماه شمارش به روش سری‌های رقت و کشت در محیط اسپربر انجام شد (۱۰). البته در صنعت بدون دخالت دست و به‌وسیله دستگاه گرانولاتور به همین شیوه انجام می‌شود و در نهایت بعد از خشک‌کردن، گرانول‌ها بر اساس اندازه دسته‌بندی می‌شوند. داده‌ها با استفاده از برنامه SPSS در سطح ۱ درصد مورد تجزیه آماری قرار گرفت و میانگین‌ها با روش Duncanمقایسه شدند. همچنین برای رسم نمودارها و جداول از نرم‌افزارExcel استفادهشد.

نتایج

اثر باکتری، ملاس چغندرقند، دما و زمان نگهداری بر جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات (گرانول)

با توجه به نتایج تجزیه واریانس اثرات جداگانه و ترکیبی؛ باکتری، ملاس چغندرقند، دما (۲۸ و ۴۰ درجه سانتی‌گراد) و زمان نگهداری (۴ ماه در دمای اتاق) بر لگاریتم جمعیت در سطح یک درصد معنی‌دار بود و فقط اثر ترکیبی باکتری ملاس چغندرقند معنی‌دار نبود جدول (۱).

مقایسه میانگین لگاریتم جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات (گرانول،۴ ماه)

بر اساس مقایسه میانگین لگاریتم جمعیت باکتری‌ها در گرانول بیشترین و کمترین جمعیت به ترتیب مربوط به باکتری‌های I_{2-4} و P_{39-1} بود (شکل ۱). بین لگاریتم جمعت باکتری‌های B_{4-2}، P_{21} وP_{15} و همچنین باکتری‌های P_6، CG_{14} وP_{39-1} تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد ولی لگاریتم جمعیت دیگر باکتری‌ها در سطح یک درصد باهم تفاوت معنی‌دار داشتند و همچنین جمعیت اکثر باکتری‌ها که در ۲۸ درجه سانتی‌گراد خشک‌شده بودند در حد استاندارد بود ولی در ۴۰ درجه سانتی‌گراد به زیر حد استاندارد افت کرده بودند. (جمعیت استاندارد بر اساس دستورالعمل نحوه بررسی کودهای زیستی برای کودهای میکروبی فسفاته با کشت بر روی محیط اسپربر[1]، تراکم جمعیت باید در دوره دوماهه 1×10^{5} سلول به ازای هر گرم کود و در ۶ ماه پس از تولید 1×10^{4} سلول به ازای هر گرم کود، بیشتر باشد)[2] ملاک است.

در مقایسه لگاریتم جمعیت باکتری‌ها در گرانول‌هایی که در ۴۰ درجه سانتی‌گراد خشک‌شده بودند مشاهده شد که در هر دو نسبت ۱:۱ و ۲:۱ بیشترین جمعیت در همان روز تهیه گرانول و کمترین آن مربوط به روز ۱۲۰ام (۴ ماه) بعد از تهیه است البته در این مورد هم جمعیت در نسبت ۲:۱ از مایه تلقیح به ملاس چغندرقند در گرانول کمتر از نسبت ۱:۱ در همان روز تهیه گرانول هست. جمعیت همه ایزوله‌ها در نسبت ۱:۱ در پایان ماه چهارم در حد استاندارد تعریف‌شده برای کودهای میکروبی هست.ولی در نسبت ۲:۱ تا پایان ماه سوم صدق می‌کند و در ماه چهارم در اکثر ایزوله‌ها به کمتر از آن تنزل کرده است.جمعیت در روز ۶۰،۲۰ و ۹۰ ام بعد از تهیه در نسبت ۱:۱ تفاوت معنی‌داری با هم ندارند؛ و در نسبت ۲:۱ غیر از روز ۰، ۱۰ و ۶۰ امبعد از تهیه در سایر روزها تفاوت معنی‌داری باهم ندارند. از بین ایزوله‌ها دو ایزوله I_{2-4} وZ_4 بیشترین جمعیت را درطی ۴ ماه نگهداری در هردو نسبت ۱:۱ و ۲:۱ دارند.کمترین جمعیتدر نسبت ۱:۱ در طی ۴ ماه نگهداری مربوط به دو ایزولهP_{39-1} و P_6و در نسبت ۲:۱ دو ایزوله CG_{14} وP_{15} است.

مقایسه لگاریتم جمعیت گرانول‌های خشک‌شده در ۲۸ درجه سانتی‌گراد نشان داد که جمعیت در زمان تهیه در هر دو نسبت بیشترین و در ماه چهارم کمترین است و جمعیت باکتری‌ها در نسبت ۱:۱ در روز تهیه از نسبت ۲:۱ بیشتر هست. در هر دو نسبت ۱:۱ و ۲:۱ تا پایان ماه چهارم نگهداری جمعیت در حد استاندارد بوده است. جمعیت باکتری‌ها در نسبت ۱:۱ در روزهای ۲۰، ۳۰ و ۱۲۰ام و در نسبت ۲:۱ در روزهای ۲۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ام بعد از تهیه در اکثر ایزوله‌ها تفاوت معنی‌دار باهم ندارند؛ و گرانول‌های تهیه‌شده از ایزوله‌های I_{2-4}، Z_4 وC_{5-1} در هر دو نسبت بیشترین جمعیت را در طی مدت نگهداری دارند. کمترین جمعیت در هر دونسبت ۱:۱ و ۲:۱ مربوط به CG_{14} وP_{15} است.

در مقایسه درجه حرارت ۲۸ و ۴۰ درجه سانتی‌گراد که برای خشک‌کردن گرانول‌ها مورداستفاده قرار گرفت مشخص شد که:۲۸ درجه سانتی‌گراد توانایی تأمین و حفظ جمعیت بیشتر باکتری را در طی مدت نگهداری نسبت به ۴۰ درجه سانتی‌گراد داشته است. البته در ۴۰ درجه سانتی‌گراد که برای خشک‌کردن گرانول‌ها در صنعت مورداستفاده است جمعیت قابل‌قبول و در حد استاندارد هست.

با توجه به شکل ۲ بیشترین و کمترین جمعیت باکتری‌ها در مدت‌زمان نگهداری به ترتیب مربوط به روز اول و ماه چهارم بود.وجود مواد آلی و قندی فراوان که در ماه‌های اول به مصرف باکتری رسیده و موجب افزایش جمعیت می‌شود و به‌تدریج با افزایش جمعیت و مصرف این مواد غذایی، به‌مرورکاهش‌یافته و همچنین مواد مترشحه حاصل از متابولیسم باکتری‌ها که برخی از آن‌ها برای باکتری‌ها سمی است؛ می‌تواند دلیلی بر این روند افت جمعیت در طی مدت زمان نگهداری باشد.

1-Sperber

۲- دستورالعمل نحوه بررسی کودهای زیستی، موسسه تحقیقات خاک و آب،۱۳۹۱

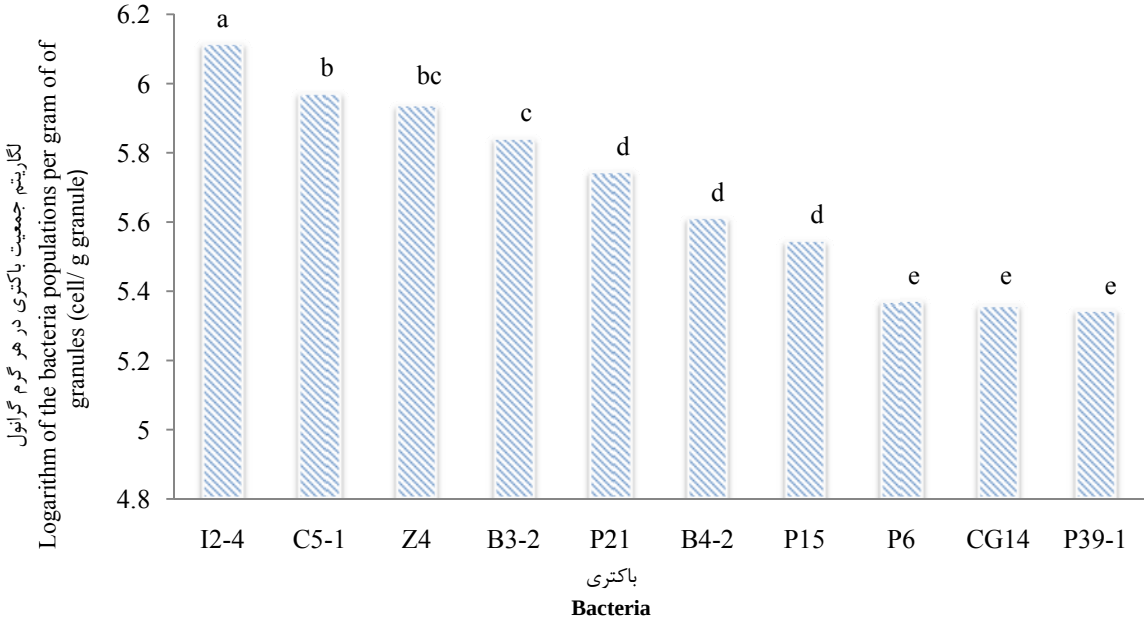
جدول ۱- تجزیه واریانس گرانول

Table 1-Analysis of varianceof granules

منبع تغییرات SourceChanges	درجه آزادی Degrees offreedom	مجموع مربعات sum of squares	میانگین مربعات average of squares
زمان Time	4	428.22	107.18**
دما Temperature	1	62.41	62.41**
ملاس Molasses	1	5.74	5.74**
باکتری Bacteria	1	40.49	4.50**
باکتری*ملاس Bacteria* Molasses	1	2.05	ns0.22
باکتری*دما Bacteria*Temperature	1	3.47	0.38**
باکتری*زمان Bacteria*Time	36	11.96	0.33**
باکتری*دما*ملاس Bacteria*temperature* Molasses	10	2.88	0.28**
باکتری*دما*ملاس*زمان Bacteria*Temperature* Molasses *Time	120	28.51	0.23**
خطا Error	400	52.71	0.13
کل Total	600	22404.68	

** معنی‌دار در سطح ۱ درصد، ns غیر معنی‌دار در سطح ۱ درصد

**statistically significantat1%, nsnon-statistically significantat 1%



شکل ۱- مقایسه میانگین لگاریتم جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات

Figure 1–Compare theaveragepopulationlogarithmphosphatesolubilizingbacteria

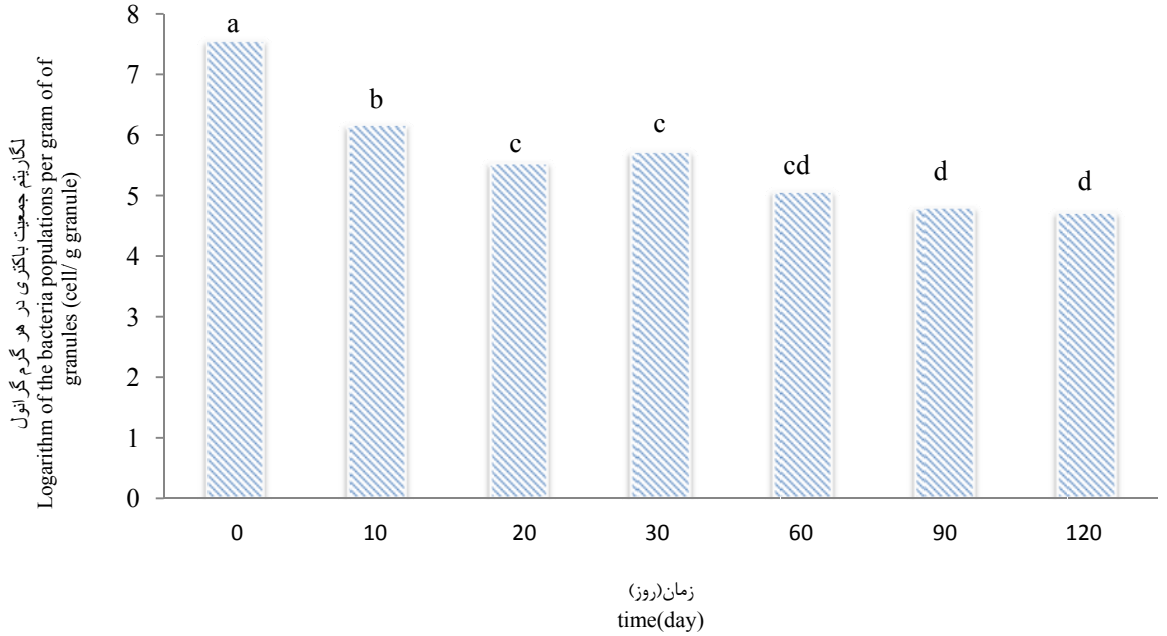
جدول ۲- مقایسه لگاریتم جمعیت گرانول‌هایخشک‌شده در ٤٠ درجه سانتی‌گراد در نسبت‌های ۱:۱ و ۲:۱ و در طی ٤ ماه نگهداری

Table 2-Compare thepopulationlogarithmgranulesaredriedat 40 ° Cina ratio of 1: 1and2: 1in4 months

باکتری‌ها Bacteria	٤٠ درجه سانتی‌گراد (40 ° C)													
	2:1							1:1						
	120	90	60	30	20	10	0	120	90	60	30	20	10	0
B_{3-2}	3.95^{a}	4.16^{a}	4.77^{abc}	5.55^{a}	4.91^{a}	5.98^{b}	6.9^{bc}	4.73^{b}	4.29^{a}	4.87^{ab}	5.36^{b}	5.05^{a}	6.32^{b}	7.38^{abc}
B_{4-2}	3.79^{a}	4.25^{a}	4.25^{bc}	5.23^{a}	5.18^{a}	5.33^{c}	7.24^{abc}	4.71^{b}	4.58^{a}	5.11^{ab}	5.18^{b}	5.19^{a}	6.14^{c}	7.74^{ab}
C_{5-1}	3.86^{a}	4.23^{a}	5.06^{a}	5.79^{a}	5.21^{a}	6.48^{a}	7.48^{ab}	4.6^{b}	4.43^{a}	5.1^{ab}	5.77^{ab}	5.31^{a}	6.45^{b}	7.83^{a}
CG_{14}	3.59^{a}	3.93^{a}	4.07^{c}	5.39^{a}	4.97^{a}	5.46^{b}	6.99^{bc}	4.32^{b}	4.2^{a}	5^{ab}	5.21^{a}	5.03^{a}	5.51^{f}	7.32^{abc}
I_{2-4}	4.05^{a}	4.34^{a}	5.15^{a}	5.78^{a}	5.23^{a}	6.23^{ab}	7.68^{a}	4.79^{a}	4.96^{a}	5.67^{a}	6.38^{a}	5.52^{a}	7^{a}	7.77^{ab}
P_{6}	3.71^{a}	3.93^{a}	4.02^{c}	5.28^{a}	4.84^{a}	5.36^{c}	7.12^{abc}	4.52^{b}	3.97^{a}	4.7^{b}	5.35^{b}	5.03^{a}	5.69^{e}	7.23^{bc}
P_{15}	3.72^{a}	4.16^{a}	4.87^{ab}	5.33^{a}	4.92^{a}	5.24^{c}	6.72^{c}	4.53^{b}	4.32^{a}	4.98^{ab}	5.04^{b}	5.13^{a}	5.93^{d}	7.45^{ab}
P_{21}	3.87^{a}	4.11^{a}	4.05^{c}	5.28^{a}	5.16^{a}	5.42^{c}	7.70^{a}	4.71^{b}	4.24^{a}	4.9^{ab}	5.16^{b}	4.74^{a}	5.54^{ef}	7.75^{ab}
P_{39-1}	3.71^{a}	4.08^{a}	4.05^{c}	5.48^{a}	4.85^{a}	4.63^{d}	7.26^{abc}	4.4^{b}	4.22^{a}	4.92^{ab}	5.25^{b}	4.85^{a}	5.46^{f}	6.96^{c}
Z_{4}	4.05^{a}	4.36^{a}	5.21^{a}	5.55^{a}	5.15^{a}	6.04^{b}	7.37^{abc}	4.87^{b}	4.47^{a}	5.27^{ab}	5.39^{b}	5.34^{a}	5.51^{f}	7.59^{ab}

اعداد با حروف مشترک در هر ستون دارای اختلاف معنی‌دار (P<0.01) نمی‌باشند

Numbers followed by the same letter are not significantly differentns (P<0.01)



شکل ۲- مقایسه میانگین لگاریتم جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات در زمان‌های مختلف بعد از تهیه گرانول

Figure 2-Compare theaveragelogarithmofpopulationphosphatesolubilizingbacteriaat different time intervalsafterthepreparationgranules

بحث و نتیجه‌گیری

فرآیند تولید کودهای گرانوله در صنعت مستلزم استفاده از ملاس چغندرقند به‌عنوان چسباننده مواد اولیه گرانول و همچنین خشک‌کردن آن در درجه حرارت بالا (حدود ۴۰°c) است. لذا لزوم استفاده از باکتری‌هایی که قدرت ماندگاری مناسبی در ملاس چغندرقند را داشته و همچنین مقاوم به حرارت بوده و یا قابلیت تولید اسپور را داشته باشد و همچنین نسبت‌های مختلف ترکیب مواد برای تهیه این کود زیستی حائز اهمیت است. به‌طورکلی با مقایسه میانگین لگاریتم جمعیت باکتری‌ها در نسبت‌های مختلف ملاس چغندرقند و درجه حرارت‌های مختلف و همچنین نسبت مختلف ترکیب عناصر تشکیل‌دهنده گرانول؛ گرانول تولیدشده بر اساس استاندارد تعریف‌شده تا ۳ ماه جمعیت خود را حفظ کرد (دوره دوماهه $۱×۱۰^{۵}$ سلول به ازای هر گرم کود). ترتیب جمعیت در گرانول‌ها به قرار زیر بود:

گرانول نسبت ۱:۱، ۲۸°C> گرانول نسبت ۲:۱، ۲۸°C> گرانول نسبت ۱:۱، ۴۰°C> گرانول نسبت ۲:۱، ۴۰°C

با توجه به این مسئله که این استاندارد برای چهار ماه تعریف‌نشده است و در این تحقیق، جمعیت گرانول تولیدی در طی ماه چهارم نگهداری به $۱۰^{۴}$ رسید، نتایج حاصل مثبت بوده و قابلیت استناد برای

تولید این نوع کود میکروبی را دارند.

جدول ۳- مقایسه لگاریتم جمعیت گرانول‌هایخشک‌شده در ۲۸ درجه سانتی‌گراد در نسبت‌های ۱:۱ و ۲:۱ و در طی ٤ ماه نگهداری

Table 3-Compare thepopulationlogarithmgranulesaredriedat 28 ° Cina ratio of 1: 1and2: 1in4 months

باکتری‌ها Bacteria	۲۸ درجه سانتی‌گراد (28 ° C)													
	2:1							1:1						
	120	90	60	30	20	10	0	120	90	60	30	20	10	0
B_{3-2}	5.76^{a}	5.41^{a}	5.47^{a}	6.51^{a}	6.13^{a}	6.76^{a}	7.89^{a}	5.64^{abc}	5.97^{a}	6.09^{a}	6.52^{ab}	6.26^{a}	6.72^{c}	8^{ab}
B_{4-2}	4.81^{b}	5.01^{a}	5.12^{a}	6.4^{ab}	6^{a}	5.9^{c}	7.85^{a}	5.01^{bcd}	5.27^{b}	5.24^{b}	6^{ab}	5.94^{ab}	6.55^{c}	7.95^{abc}
C_{5-1}	5.64^{a}	5.39^{a}	5.38^{a}	6.41^{ab}	6.1^{a}	6.75^{a}	7.72^{ab}	5.69^{abc}	6.09^{a}	6.16^{a}	6.57^{a}	6.28^{a}	7.73^{a}	7.55^{bc}
CG_{14}	4.47^{b}	4.93^{a}	4.97^{a}	5.56^{bc}	5.87^{a}	6.46^{ab}	7.24^{c}	4.77^{d}	5.01^{b}	5.04^{b}	5.59^{ab}	5.83^{ab}	5.79^{d}	7.32^{c}
I_{2-4}	5.75^{a}	5.39^{a}	5.45^{a}	5.9^{abc}	8.8^{a}	6.57^{ab}	8.12^{a}	5.92^{a}	6.1^{a}	6.16^{a}	6.5^{ab}	6^{ab}	7.41^{ab}	8.42^{a}
P_{6}	4.71^{b}	4.9^{a}	5.06^{a}	5.5^{c}	6^{a}	6.24^{bc}	7.14^{c}	4.92^{bcd}	5.07^{b}	5.15^{b}	5.55^{b}	5.79^{ab}	5.89^{d}	7.52^{bc}
P_{15}	4.75^{b}	5.11^{a}	5.16^{a}	6.27^{abc}	6.15^{a}	5.95^{c}	7.83^{a}	4.85^{cd}	5.22^{b}	5.25^{b}	5.57^{b}	5.93^{ab}	7^{bc}	7.78^{abc}
P_{21}	4.92^{b}	5.02^{a}	5.04^{a}	5.98^{abc}	6.11^{a}	6.55^{ab}	7.84^{a}	5.05^{bcd}	5.24^{b}	5.27^{b}	5.63^{ab}	5.94^{ab}	6.87^{bc}	7.86^{abc}
P_{39-1}	4.65^{b}	5.01^{a}	5.02^{a}	5.47^{c}	5.73^{a}	5.96^{c}	7.36^{bc}	4.99^{bcd}	5.04^{b}	5.09^{b}	5.59^{ab}	5.58^{b}	5.99^{d}	7.86^{abc}
Z_{4}	5.82^{a}	5.54^{a}	5.63^{a}	5.73^{abc}	6^{a}	6.76^{a}	7.92^{a}	5.76^{ab}	5.19^{a}	6.28^{a}	6.56^{a}	6.41^{a}	7.38^{ab}	8.78^{abc}

اعداد با حروف مشترک در هر ستون دارای اختلاف معنی‌دار (P<0.01) نمی‌باشند

Numbers followed by the same letter are not significantly differentns (P<0.01)

با توجه به نتایج به‌دست‌آمده از گرانول تهیه‌شده مشخص شد که نسبت ملاس چغندرقند و مایه تلقیح باکتری، دمای خشک شدن و همچنین زمان نگهداری بر قابلیت ماندگاری باکتری تأثیرگذار بوده و می‌توان با بررسی دقیق‌تر به نتایج قابل قبولی برای تولید این نوع کود میکروبی دست‌یافت؛ البته می‌توان با بررسی‌های اجمالی و همچنین شناسایی مولکولی باکتری‌ها و شناسایی ژن‌های مطلوب آن‌ها و انتقال ژن بین باکتری‌ها به‌منظور افزایش تحمل به درجه حرارت بالا به‌وسیله تولید اسپور و همچنین انتقال ژن بین باکتری‌ها با جمعیت بالا و غیر متحمل نسبت به ملاس چغندرقند و باکتری‌های متحمل به ملاس چغندرقند ولی با جمعیت پایین؛ باکتری‌هایی با جمعیت بالا با قدرت تحمل بالا به ملاس چغندرقند به نتایج مطلوب‌تری دست‌یافت. متعاقباً مصرف کودهای شیمیایی فسفره و همچنین اثرات زیان‌بار مصرف بیش‌ازحد کودهای شیمیایی را کاهش داده و به حفظ محیط‌زیست و حفظ منابع در دسترس کمک کند.

منابع

1- Ahmed S. 1995. Agriculture-Fertilizer Interface in Asia-Issues of Growth and sustainability, Oxford & IBH Publishing Company Private Limite, New Delhi.

2- Asea P.E.A., Kucey R. M. N. and Stewart J.W.B.1988. Inorganic phosphate solubilization by two *penicillium* species in solution culture and soil, Soil Biological and Biochemistry, 4:459-464.

3- BrooksR.R.1998.Plants that hyper accumulate heavy metals, United Kingdom: The Centre for Agriculture and Bioscience International (CABI).publication.

4- Dai J., Becquer T., Rouiller J., Reversat H.,Bemhard G., and Lavelle F. 2004. Influence of heavy metals on C and N mineralization and microbial biomass in Zn-, Cu- and Cd- contaminated soils,A companion journal of Agriculture, Ecosystems & Environment, 25:99-109.

5- Davarinejad G., Haghnia G., and Lakzian A. 2004. Effect of animal fertilizers and enriched compost on wheatyield, Agriculture Technology and Science Journal, 18:101-108. (in Persian with English abstract)

6- Ehteshami S.M.R.,Hakimian F. and Yousefie Rad M.,Chaichi M.R.2012.Effect of the integration in phosphate fertilizer different levels and phosphate solubilizing bacteria on forage quantitative and qualitative of two barley cultivars, Agronomy Journal (Pajouhesh&Sazandegi), No:102 pp:141-150. (in Persian)

7- Elliott L.F., and Wildung R.E. 1992. What biotechnology means for soil and water conservation, Journal of Soil and Water Conservation, 47:17-20.

8- Franco-Correaa M., Quintana A., Duque C., Suarez C., Rodriguez M.X. and Barea J.M. 2010. Evaluation of *actinomycete* strains for key traits related with plant growth promotion and *mycorrhizal* helping activities, Applied Soils Ecology, 45:209–217.

9- Garbaye J.1994. Helper bacteria-a new dimension to the mycorrhizal symbiosis, New Phytologist, 128:197-210.

10- Khavazi k. 2012.Instructions on how to check bio-fertilizers, Soil and Water Research Institute, Iran. (in Persian)

11- Jilani G., Akram A., Ali R.M., Hafeez F.Y., Shamsi I.H., Chaudhry A.N. and Chaudry A.G. 2007. Enhancing crop

growth, nutrient availability, economic and beneficial rhizosphere microflora through organic and biofertilizers,Annals of Microbiology, 57:177-183.
12- KacarB. and KatkatV. 2010.Bitkibesleme.pp.217-289.4thBaski.Nobel Yaymevi, Ankara.
13- Kader M.K., Mmian H. and Hoyue M.S. 2002. Effects of *Azotobacter* inoculants on the yield and nitrogen uptake by wheat, Journal of Biological Sciences, 2: 250-261.
14- Karthikeyan N., Prasana R.P., Nain L., and Kaushik B.D. 2007.Evaluting the potential of plant growth promothng cyanobacteria as inoculant for wheat, European Journal of Soil Biology, 43:23-30.
15- Khan M.S., Zaidi A., and Wain P.A. 2007. Role of phosphate-solubilizing microorganisms in sustainable agriculture –A review, Agronomy for Sustainable Development, Dev.27:29-43.
16- Kiani-rad M. 1995.Evaluation of phosphate solubilizing microorganisms and their effects on the reduction of phosphate fertilizers in the cultivation of soy, Master thesis, Tehran University, Karaj, Iran. (In Persian)
17- Liu R.J., and Chen Y.L., 2007.Mycorrhizal Symbiosis (in Chinese), Science Press (www.sciencep.com), Beijing.ISBN 978-7-03-017290-7,page 447.
18- Malakoti M.J. 1995. sustainable agriculture and increase performance by optimizing the use of fertilizers in Iran, dissemination of agricultural education. Karaj, Iran. (In Persian)
19- Malboobi M.A., Behbahani M., Madani H., Owlia P., Deljou A., Yakhchali B., Moradi M., and Hassanabadi H. 2009. Performance evaluation of potent phosphate solubilizing bacteria in potato rhizosphere, World Journal of Microbiology and Biotechnology, 25:1479-1484.
20- Mehrotra V.S. (ed.). 2005. Mycorrhiza: Role and Applications,Allied Publishers Limited, New Dehli.
21- Mehvarz S., and ChaichiM.R. 2008.Effect of Solubilizing Microorganisms sndPhosphrus Chemical Fertilizer on Forage and Grain Quality of Barely(*Hordeum vulgar L.*), American-Eurasian Journal of Agricultural and Environmental Sciences, 3(6)855-860.
22- Molla M.A.Z., and Chowdhury A.A. 1984. Microbial mineralization of organic phosphate in soil, Plant and Soil, 78: 393-399.
23- Rai S.N. and GaurA.C. 1988. Characterization of *Azotobacter spp.* Effect of *Azotobacter* and *Azospirillum* as inoculant on the yield and N-uptake of wheat crop, Plant and Soil, 34:131-134.
24- Safari M. 2014. The tendency of conventional agriculture (Intensive Agric.) Sustainable agriculture (Sustainable Agriculture) solutions to improve the quality of soils in semi-arid regions of Iran, 1th national conference on sustainable management of soil resources and the environment, Kerman,martyrBahonar University. (In Persian)
25- SobbaRao N.S. 1986. Soil microorganisms and plant growth, Oxford and IBH publishing Company, put. LTD.
26- SobbaRao N.S. 1988. Biofertilizers in Agriculture, 2nd, Oxford and IBH publishing Company, New Dehli.
27- Stevenson F.J. 2005. Cycles of Soil: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients, John Wiley and Sons, New york.
28- Turk M.A., Assaf T.A., Hameed K.M., and Al-Tawaha A.M. 2006. Significance of Mycorrhiza, World Journal of Agricultural Sciences, 2(1):16-20.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 254-262

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۶۲-۲۵۴

Study of Viability of Phosphate Solubilizing Bacteria in Phosphate granules

H. RajabiHashjin[1]- A.R. Fallah[2*]- G.R.BakhshiKhaniki[3]

Received: 16-01-2016
Accepted: 15-05-2016

Introduction: sustainable development and the environment are interconnected. Sustainable agriculture is continuous utilization of a farm with respect to various aspects of environmental conditions by using fewer inputs (other than Bio-fertilizers). Phosphorus is one of the essential elements for the plants. Management of soil is possible by using biological fertilizers pillar of sustainable agriculture and providing some of the phosphorus needed by plants via bio-fertilizers. Phosphorus deficiency is extremely effective on the plant growth and productivity. The application of phosphorus fertilizers is expensive and dangerous. In addition, phosphorus in the soilmay become insoluble and will be unavailable to the plants. Studies showed that phosphate solubilizing bacteria in the soil rhizosphere are active and by root exudates solve insoluble phosphates such as tricalcium phosphate, and form absorbable P for plant. Consequently, the use of microbial fertilizers could reduce excessive use of chemical fertilizers and lead to decrease their harmful effects and protect the environment and conservation of available resources. The biological phosphate fertilizer industry uses sugar beet molasses as a binder and drying granules at high temperatures. Therefore, it is important to evaluate the durability of the bacteria in molasses at high temperature.

Materials and Methods: This study was designed as completely randomized design in a factorial arrangement.10 isolates were selected and the ratios of 50%, 25%, 15% and 10% of the apatite, organic matter, sulfur and soluble granule (ratio 1: 1 and 2: 1 bacteria and molasses), respectively, for each isolate was prepared. The final product was dried at 28 and 40 °C and remained for 4 months and population counted at first day and 10, 20, 30, 60, 90 and 120 days after the preparing. The population was counted by the serial dilution technique and cultured at Sperber media.

Results and Discussion: Comparing the average logarithm of population of bacteria in the granules indicated the highest proportion in the granules on the first day and the lowest population on 120 days (4 months), andthe ratio of 1: 1 inoculant and molasses had the largest population than the 2:1. The highest population was observed in 1:1 dried granules at 28 °C, but, some of 1:1 dried granules at 40 °C were consistent with the defined standards. Overall, bacteria I_{2-4}, Z_4 and C_{5-1} showed the greatest amount of population and the population had more power to maintain the standards among the isolates. The granules produced according to the defined standard (two-month period, 10^5 cell per gram of fertilizer) are dried at 28 °C in both 1: 1 and 2: 1 to the end of 4 months in the standard population. Granules dried at 40 °C for 1: 1 ratio of the population by the end of 4 months in the standard range. In the case of the most isolated granules at the ratio of 2:1 until the end of the second month, the population were within the standard range but at the end of the third month, they come lower than standard except I_{2-4}, Z_4 and C_{5-1}. The total population of the granules was as following: Granules 1: 1, 28 °C> 2: 1, 28 °C> 1: 1, 40 °C> 2: 1, 40 °C. Considering to the fact that this standard is undefined for four months, but in this study, the population was 10^4 granules in the fourth month.

Conclusion: Based on the results, some of these conditions could keep their population and population decline was less. In general, it can be concluded that the granular organic fertilizer phosphorus in the industry of phosphate solubilizing bacteria with sugar beet molasses as a binder and drying at 40 °C can be used The results were positive and the granules can be cited to the production of this type of microbial fertilizer. Considering to the results, it was found that the proportion of molasses and inoculant, drying temperature and storage time were effective on viability of bacteria. Also, instead of using a train of bacteria, phosphate solubilizing bacteria, a combination of any of these bacteria in a field lead to better results. It is clear that by a comprehensive study, the molecular identification of bacteria, and detection of desire genetic loci and then gene transfer between bacteria for increasing of high temperature resistance by spour production and also, gene transfer between bacteria with

1-Graduate Student inAgricultural Biotechnology, University of Payam Noor East Tehran
2-Associate Professor of Soil and Water Research Institute, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO) Karaj, Iran
(*-Corresponding Author Email: Rezafayah@yahoo.com)
3-Professor, Department of Agricultural Sceince (Biotechnology), Faculty of University of Payam Noor

high population and non-tolerance to sugerbeet molasses and tolerant bacteria to sugar beet molasses but low population; we can achieve bacteria with high population and high tolerance to sugar beet molasses and consequently achieve to favorable results. This result could decrease chemical phosphate fertilizers usage and their harmful effects and help to protect the environment and available resources.

Keywords: Biological Fertilizer, Granulated, Molasses, Phosphor, Solubilizing Bacteria, Temperature

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 263-276

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۷۶-۲۶۳

شبیه‌سازی رطوبت و نیترات خاک تحت مدیریت‌های مختلف کود برای گیاه فلفل در اصفهان توسط مدل Eu-Rotate-N

فروغ فاضل[1*]- ناصر گنجی خرم دل[2]- مهدی قیصری[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۳/۲۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۶/۱۴

چکیده

رشد جمعیت جهان، محدودیت منابع آب و نیاز به تولید محصول بیشتر، به تمایل کشاورزان در مصرف کودهای نیتروژنی بیش از نیاز گیاه و به دنبال آن آبشویی نیترات اضافه به آب‌های زیرزمینی و آلودگی زیست‌محیطی منجر شده است. به همین دلیل ارزیابی مدل‌های جدید با کاربری آسان در برآورد صحیح از توزیع رطوبت و نیتروژن و شناسایی حرکت آب و املاح در خاک منطقه و انتخاب بهترین گزینه مدیریتی با دقت بالا ضروری است. این پژوهش با هدف اعتبارسنجی مدل Eu-Rrotae-N دربرآورد توزیع رطوبت و نیتروژن و شاخص‌های عملکرد گیاه فلفل تحت مدیریت‌های مختلف کود نیتروژن انجام شد. تیمارهای آزمایشی شامل سه سطح کودی صفر (N_0)، نسبت نیترات به آمونیوم ۲۰:۸۰ (N_2) و ۴۰:۶۰ (N_3) بود که در طرح آماری بلوک‌های کامل تصادفی در سه تکرار در اصفهان اجرا شد. آبیاری با پایش روزانه رطوبت و به میزان کمبود رطوبت از ظرفیت مزرعه انجام گرفت. عملکرد گیاه فلفل، رطوبت و نیتروژن خاک در طول دوره رشد اندازه‌گیری شدند. ارزیابی کارایی مدل با استفاده از چهار شاخص ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE)، ریشه میانگین مربعات خطای نرمال شده (NRMSE)، ضریب تبیین (r2) و شاخص توافق ویلموت (d) انجام شد. عملکرد گیاه با اختلاف قابل قبولی کمتر از میزان واقعی برآورد شد. برای نیترات و رطوبت خاک، NRMSE به ترتیب برابر ۱۱/۴۵و ۱۲/۰۸، RMSE ۰/۸۹ و ۰/۰۲۲، r^2 ۰/۹۹۸ و۰/۹۹۶ و d برابر با ۰/۶۶۵و۰/۶۶ بود. میزان NRMSE کمتر از ۲۰ درصد گویای کارایی خوب مدل و r^2 بیشتر از ۹۰ درصد نشان دهنده روند شبیه‌سازی بسیار مناسب مدل بود. همچنین RMSE و d در محدوده قابل قبول قرار داشتند. با توجه به این که نتایج ارزیابی نشان دهنده کارایی مناسب مدل Eu-Rotate-N در شبیه سازی رطوبت، نیترات و عملکرد گیاه بود. پس می‌توان از این مدل برای شبیه‌سازی در بهینه‌سازی مدیریت آب و نیتروژن در مزرعه در شرایط گرم و خشک اصفهان استفاده کرد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی نیترات، کود آبیاری، فلفل شیرین، توزیع رطوبت خاک

مقدمه

سبزیجات گروه مهمی از مواد غذایی هستند که نقشی اساسی در تغذیه انسان ایفا می‌نمایند و به سبب ارزش غذایی فراوان در بسیاری از ممالک دنیا جزء غذاهای اصلی به شمار می‌آیند. طبق تحقیقات متخصصان علم تغذیه، وجود سبزی‌ها در برنامه غذایی روزانه الزامی است (۱۴و ۳۰). نتایج پژوهش‌های زیادی نشان داده که تأثیر تعادل غلظت عناصر غذایی بر کیفیت محصولات کشاورزی نسبت به غلظت مطلق آن‌ها بیشتر است (۶، ۱۰ و ۳۹). توزیع نیتروژن (N) در سیستم‌های کشاورزی، به‌دلیل تاثیر مستقیم بر کیفیت آب‌های زیرزمینی و آلودگی زیست محیطی یکی از نگرانی‌های عمده می‌باشد. بنابراین پژوهش‌ها بر توضیح دقیق حرکت نیتروژن متمرکز شده است (۱۳).

آبیاری قطره‌ای می‌تواند با تاثیر بر مواد کشت شده از طریق کنترل کاربرد آب، کودهای شیمیایی و آفت کش‌ها و جلوگیری از نفوذ عمقی و خارج شدن آب از ناحیه ریشه گیاه، در رفع این چالش کمک کند (۱۶، ۱۸ و ۳۳). طراحی و مدیریت سیستم‌های آبیاری قطره‌ای

۱ و ۲- دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه اراک
(*- نویسنده مسئول: Email:forough_f67@yahoo.com)
۳- دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.50834

نیز مانند دیگر روش‌ها نیازمند شناخت الگوی توزیع جذب آب و محلول توسط ریشه و شستشوی عناصر غذایی از ناحیه زیر ریشه است (۷ و ۲). برای تصمیم گیری‌های درست کشاورزی در مراحل مختلف رشد به ویژه در شرایط کم آبیاری اطلاعات گسترده‌ای مورد نیاز است. تولید داده‌های جدید به وسیله روش‌های تحقیقاتی کشاورزی متداول (سنتی) و استفاده از داده‌های منتشر یافته کافی نیست (۱۹ و ۲۹). این امر لزوم استفاده از ابزارهای مدیریتی مانند مدل‌های کامپیوتری را برای شبیه‌سازی و بهینه‌سازی مصرف کودها، بیان می‌کند. به همین دلیل ارزیابی مدل‌های جدید با کاربری آسان در برآورد صحیح از توزیع نیتروژن، ضروری است. در سال‌های اخیر مدل‌های بسیاری مثل NLEAP (۳۱)، CropSyst، (۳۶)، STICS، (۴) و hydrus (۳۲) برای شبیه‌سازی حرکت آب و نیتروژن در خاک زراعی ارائه شده است. به‌طور کلی این مدل‌های شبیه‌سازی بیشتر برای غلات توسعه یافته‌اند و استفاده کمی برای سبزیجات داشته‌اند (۳۳).

مدل EU-Rotate-N (۲۵) در طیف گسترده‌ای از محیط، از آب و هوای سرد تا شرایط گرم و خشک برای شبیه سازی مصرف نیتروژن و به‌طور خاص برای بهینه سازی مصرف نیتروژن در تناوب محصولات گیاهی توسعه داده شده است و مقادیر پیش فرضی برای واسنجی پارامترهای مختلف در طیف وسیعی از محصولات گیاهی تحت شرایط مزرعه دارد. این مدل با موفقیت در مقیاس مزرعه و منطقه‌ای (۲۱) استفاده شده و مشخص شده است که ابزار مفیدی برای بهبود مدیریت نیتروژن در تناوب کشت سبزیجات مزرعه‌ای است. به طوری که بدون کاهش چشمگیرعملکرد، تا حد زیادی تلفات نیتروژن را کاهش داد.

برای خیار-گلخانه‌ای در چین، Eu-Rotate-N در شبیه‌سازی توزیع نیتروژن در پاسخ به تغییرات مدیریت آبیاری و کود به کار رفت (۱۱و ۳۷). این مدل تنها بر اساس تعداد تناوب‌های گیاهی در آلمان و نروژ (۲۵) و در محیط گرم و خشک ایتالیا (۲۱) استفاده شده است. هم‌چنین واسنجی و اعتبارسنجی Eu-Rotate-N برای گوجه فرنگی در شرایط مزرعه و گلخانه انجام شده است. که نتایج نشان دهنده شبیه‌سازی مطلوب مدل بودند (۸، ۹ و ۳۵).

افزایش استفاده از Eu-Rotate-N به عنوان مدل شبیه‌ساز برای تولید سبزیجات، نیاز مبرم به ارزیابی مدل برای شبیه‌سازی محصولات تحت شرایط کشت رایج را نشان می‌دهد. بنابراین در این تحقیق گیاه فلفل برای اولین بار به منظور ارزیابی مدل Eu-Rotate-N برای اقلیم خشک و نیمه خشک ایران تحت رژیم‌های مختلف کود نیتروژن در مدل Eu-Rotate-N وارد شد.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در سال ۱۳۹۴ به منظور جمع آوری داده‌های موردنیاز برای ارزیابی مدل EU-Rotate-N در مزرعه‌ای واقع در شهرستان نجف آباد در ۴۰ کیلومتری جنوب غربی شهر اصفهان در خاکی با بافت لوم رسی سیلتی انجام شد (جدول ۱). منطقه دارای موقعیت جغرافیایی ۵۱ درجه و ۲۳ دقیقه طول شرقی، ۳۲ درجه و ۶۳ دقیقه عرض شمالی است و در ارتفاع ۱۶۴۹ متری از سطح آب‌های آزاد قرار دارد. فلفل شیرین به صورت کشت ردیفی با تراکم ۸/۳۳ بوته در متر مربع به روش دستی در تاریخ ۳۰ فروردین ماه سال ۱۳۹۴ کاشته شد. تیمارهای آزمایش شامل سه سطح کودی صفر (N_0)، نسبت نیترات به آمونیوم ۲۰:۸۰ (N_1) و ۴۰:۶۰ (N_2) بود، که در قالب طرح آماری بلوک کاملاً تصادفی در سه تکرار اجرا شد. آب مورد نیاز طرح از چاه واقع در مزرعه تامین گردید. این آب دارای کیفیت مطلوب بوده و هیچ گونه محدودیتی برای استفاده در این پژوهش نداشت. مقدار هدایت الکتریکی آب چاه ۱ دسی زیمنس بر متر و مقدار غلظت نیترات ۱۸ میلی گرم در لیتر بود. اسیدیته آب چاه نیز ۷/۱ بود.

در این پژوهش از سیستم آبیاری موضعی قطره‌ای-نواری (Drip-Tape) با لوله دریپردار با فاصله‌ی قطره چکان ۳۰ سانتی‌متر و دبی قطره چکان برابر ۲/۶ لیتر بر ساعت استفاده شد. طراحی سیستم قطره‌ای به گونه‌ای انجام شد که سه تکرار آزمایشی با فاصله ۱متر در مجاورت یکدیگر قرار گرفتند.

جدول ۱- برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مزرعه آزمایشی

Table1-Some Soil physical and chemical properties for soil profile in experimental site

عمق نمونه Depth (cm)	توزیع اندازه ذرات خاک Particle size distribution (%)			چگالی ظاهری bulk density (g cm^{-3})	ماده آلی organic matter (%)	pH
	رس Clay	شن Sand	سیلت Silt			
0-20	42	17.6	40.4	1.35	4	7.2
20-40	41.7	17.6	40.7	1.4	3	7
40-60	38.8	16.6	44.6	1.4	1.3	6.8
60-80	40.4	15.3	44.3	1.45	0.6	6.8
80-100	43.4	12.6	44	1.45	0.3	6.2

رطوبت خاک در عمق توسعه ریشه در طی دوره رشد به صورت روزانه و با استفاده از دستگاه رطوبت سنج (مدل GMK-770S شرکت جی-ون[1] کره) و روش نمونه‌گیری از خاک به وسیله اگر اندازه‌گیری شد. زمان و مقدار آبیاری بر اساس داده‌های خوانده شده از دستگاه و با هدف جایگزین نمودن کمبود آب خاک تا حد ظرفیت زراعی تعیین شد. بنابراین مقدار آب کاربردی و دور آبیاری متغیر بود. میزان آب کاربردی توسط کنتورهای حجمی ۲۵ میلی‌متری در هر آبیاری اندازه‌گیری شد. برای تعیین زمان و مقدار آبیاری در مراحل مختلف رشد، زمانی که میانگین وزنی رطوبت خاک در عمق توسعه ریشه به $\theta_{MAD} = \alpha(1\pm0.05)$ رسید (رابطه۱)، آبیاری به میزان محاسبه شده صورت می‌گرفت (رابطه۲و۳). مقدار α برابر ۰/۶ بود.

$$\theta_{MAD=\alpha} = \theta_{FC} - (\theta_{FC} - \theta_{PWP}) \times \alpha \quad (۱)$$

$$D_{ir} = \sum_{i=1}^{2} (\theta_{FC} - \theta i) \times D_i \quad (۲)$$

با فرض برابر بودن عمق خالص آب آبیاری با کمبود رطوبت خاک، عمق ناخالص آبیاری از رابطه‌ی۳ محاسبه گردید (۱۵).

$$Ig=In/Ea \quad (۳)$$

در این روابط θ_{FC}، θ_{PWP} و θ_i به ترتیب رطوبت حجمی خاک در حد ظرفیت زراعی، نقطه پژمردگی دائم و پیش از آبیاری، MAD حداکثر تخلیه مجاز رطوبتی، D_{ir} عمق آب آبیاری در تیمارهای آبیاری برای مقدار MAD برابر با ٦٠ درصد، D_i عمق لایه iام خاک (cm)، Ig عمق ناخالص آب کاربردی بر حسب میلی‌متر، In عمق خالص نیاز آبیاری بر حسب میلی‌متر که برابر با Di می‌باشد و Ea راندمان کاربرد آبیاری قطره ای است که در این طرح برابر با ۹۰ درصد در نظر گرفته شد.

به جز نیتروژن سایر مواد مورد نیاز شامل فسفر و پتاسیم براساس گزارش آنالیز خاک مزرعه به میزان کافی برای کشت فلفل در خاک مزرعه موجود بود. کود نیتروژنه به میزان ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار در سال با مقدار یکسان ۵۰ کیلوگرم در هکتار در تاریخ‌های ۲۱، ۴۲ و ۶۸ روز پس از کاشت نشاء اعمال شد.

در راستای اهداف تحقیق و جمع آوری داده‌های مورد نیاز برای ایجاد فایل‌های مدل، نیتروژن خاک ۱۱ بار، به طور متوسط هر دوازده روز و رطوبت خاک به صورت روزانه در طی دوره کاشت گیاه فلفل و عملکرد نهایی اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری مقدار نیتروژن از روش کجدال استفاده شد. در این پژوهش ۵ لایه با ضخامت ۲۰ سانتی متر تعریف شد که برخی مشخصات آن ارایه گردیده است (جدول ۲).

در مدل Eu-Rotate-N تبخیر و تعرق محصول با استفاده از روش FAO با ضریب گیاهی دوگانه (۱) و چرخه ماده آلی، از جمله معدنی شدن نیتروژن، دنیتریفیکاسیون و انتشار CO_2 بر اساس الگوریتم‌های مدل DAISY (۱۲) محاسبه می‌شوند. هم‌چنین آبشویی نیترات بر اساس فرمول برنز (۵)، آمونیاک تبخیر شده از کود توسط یک معادله تجربی مورد استفاده در مدل ALFAM (۳۸) و هیدرولیز اوره و انتشار نیتروژن گازی به روش مدل AMOVOL (۲۷)، ماژول بیلان آب توسط روش پیشنهاد شده بریسون و همکاران (۳) و حرکت آب خاک با استفاده از روش بیلان آب و خاک پیشنهاد شده توسط ریچی (۲۶) شبیه سازی می‌شوند. محاسبه رواناب در مدل به پیروی از روش‌های سازمان حفاظت خاک ایالات متحده آمریکا[2] (۲۳) و بر اساس منحنی‌های SCS انجام می‌شود.

این مدل شامل یک پایگاه داده با تمام پارامترهای لازم برای اجرای شبیه‌سازی برای اکثر محصولات گیاهی است. این پارامترها عبارتند از آن هایی که مرتبط با توسعه محصول، جذب نیتروژن، رشد ریشه و تجزیه باقیمانده‌ی محصول هستند. در بین این پارامترها فقط طول هر مرحله رشد گیاه و ضریب گیاهی مربوط به آن مطابق با منطقه اصلاح شدند و واسنجی خاص دیگری برای منطقه مطالعاتی انجام نشد. همچنین در فایل مربوط به مشخصات کود نسبت پیش فرض آمونیوم به نیترات ۵۰:۵۰ است که با توجه به تیمارهای آزمایش تغییر داده شد.

داده‌های ورودی این مدل شامل مشخصات مزرعه آزمایشی، خاک، آب، آب و هوا ، تناوب کشت ، کشت قبلی، کشت فعلی، عملیات کاشت، داشت و برداشت و همچنین زمان، مقدار و نوع آبیاری و کوددهی می باشد.

در پایان با استفاده از داده‌های برداشت شده، مدل مورد ارزیابی قرار گرفت. بدین ترتیب که نتایج حاصل از شبیه‌سازی مدل، برای مدیریت صورت گرفته در تیمارها، با آن‌چه از مزرعه برداشت شده بود، مقایسه شد و میزان خطا برآورد گردید. بنابراین یکی از مهم‌ترین مراحل کار، اعتبارسنجی می‌باشد که توانایی مدل را در مورد شبیه-سازی مناسب تایید می‌کند.

ارزیابی مدل بر اساس توزیع رطوبت و نیترات خاک و میزان عملکرد محصول فلفل به ازای سطوح مختلف کود صورت گرفت. برای مقایسه داده‌های شبیه سازی شده با داده‌های اندازه‌گیری شده مزرعه‌ای از نمایه‌های آماری ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE)، ریشه میانگین مربعات خطای نرمال شده (NRMSE)، ضریب تبیین (r^2) و شاخص توافق ویلموت (d) استفاده شد (رابطه ۴ تا ۷).

1- G-VON

2- U.S.National Resource Conservation

جدول ۲- اطلاعات خاک به کار برده شده برای شبیه سازی مدل Eu-Rotate-N

Table2-Soil hydraulic properties used for the simulations in Eu-rotate-n model.

عمق نمونه Depth (cm)	θ_{FC}	θ_{wp}	θ_S	θ_{ini}	نیتروژن معدنی خاک soil mineral N content (kg N/ha)
0-20	0.32	0.17	0.48	0.11	22
20-40	0.34	0.18	0.48	0.14	18
40-60	0.36	0.18	0.47	0.19	16
60-80	0.32	0.17	0.47	0.22	15
80-100	0.31	0.17	0.46	0.23	13

θ_S:رطوبت حجمی اشباع خاک، θ_{FC}:رطوبت حجمی ظرفیت زراعی، θ_{wp}:رطوبت حجمی نقطه پژمردگی، θ_{ini}:رطوبت حجمی اولیه خاک

θ_S:Soil saturated water content, θ_{FC}:soil water content at field capacity, θ_{wp}:soil water content at permanent wilting point, θ_{ini} :initial value of water content

مقدار NRMSE بر حسب درصد بیان می‌شود و اگر بیش تر از ۳۰ درصد باشد، شبیه سازی ضعیف ارزیابی می‌شود (۲۸). r^2 معیاری بدون بعد و بهترین مقدار آن برابر یک می‌باشد (۳۴).

$$RMSE = \left[\sum_{i=1}^{n} \frac{(Pi - Oi)^2}{n} \right]^{0.5} \quad (۴)$$

$$NRMSE = \frac{RMSE \times 100}{O_{iavg}} \quad (۵)$$

$$d = \frac{\sum_{i=1}^{n} (Pi - Oi)^2}{\sum (|Pi - O_{iavg}|) + (|Oi - O_{iavg}|)^2} \quad (۶)$$

$$r2 = \frac{\sum_1^n p_i o_i}{\sqrt{\sum_1^n p_i^2 \sum_1^n o_i^2}} \quad (۷)$$

که در آن‌ها P_i و O_i به ترتیب مقادیر پیش بینی شده و مشاهده شده، n تعداد مشاهدات و O_{iavg} میانگین مقادیر مشاهده شده می‌باشد.

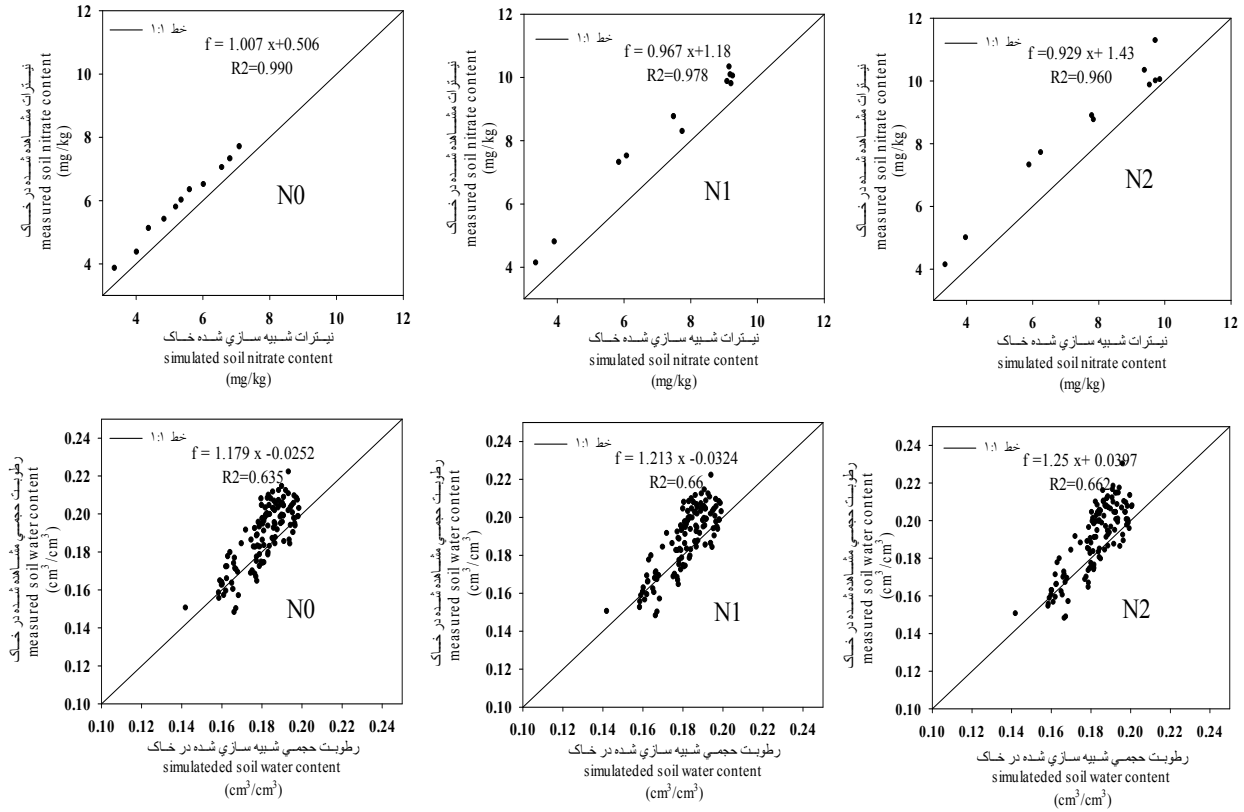
نتایج و بحث

مقدار رطوبت و نیترات خاک برای ۳ تیمار کود نیتروژنی متفاوت در سال زراعی اندازه‌گیری و با مقادیر شبیه‌سازی شده مقایسه گردید که در شکل ۱ نشان داده شده است. ضرایب معادلات به دست آمده برای رطوبت و نیترات در تمام تیمارها بسیار به یک نزدیک بود. توانایی یک مدل گیاهی برای شبیه‌سازی در شرایط مختلف رطوبتی و کود نیتروژن از ویژگی‌های مهم آن است که نتایج به‌دست آمده نشان دهنده توانایی مدل EU-Rotate-N برای کاربرد در مدیریت‌های کود نیتروژن می‌باشد.

بر اساس شاخص‌های آماری ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) و ریشه میانگین مربعات خطای نرمال شده (NRMSE)، ضریب تبیین(r^2) و شاخص توافق ویلموت (d)، نتایج شبیه‌سازی مدل به تفکیک برای ۳ تیمار مختلف مورد ارزیابی قرار گرفت که نتایج آن در جداول ۳ و ۴ آمده است.

بر اساس نتایج، RMSE برای رطوبت و نیترات شبیه‌سازی شده در همه تیمارهای مربوط به کوددهی به ترتیب ۰/۰۲۲ سانتی‌متر مکعب بر سانتی‌متر مکعب و ۰/۸۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم است که نشان دهنده توانایی خوب مدل در شبیه‌سازی توزیع رطوبت و نیتروژن خاک و کارایی قابل قبول مدل بود. هم‌چنین در تمام تیمارها مدل در شبیه‌سازی روند تغییرات رطوبت و نیتروژن خاک بسیار خوب عمل کرد (r^2>0.99). شاخصNRMSE نیز در تمام تیمارها برای رطوبت و نیترات کمتر از ۲۰ درصد بود که می‌توان نتیجه گرفت مدل، کارایی خوبی در شبیه‌سازی رطوبت و نیترات خاک تحت مدیریت‌های مختلف کود داشته است.

بهترین شبیه‌سازی مدل مربوط به تیمار کودی N_0 با شاخص RMSEبه ترتیب برابر با ۰/۰۲۱ سانتی‌متر مکعب بر سانتی‌متر مکعب و ۰/۵۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای رطوبت و نیترات خاک و بدترین شبیه‌سازی آن مربوط به تیمار کودی N_3 با شاخص RMSE به ترتیب برابر ۰/۰۲۴ سانتی‌متر مکعب بر سانتی‌متر مکعب و۱/۰۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای رطوبت و نیترات خاک بود. مقدار RMSE برای رطوبت خاک بین۰/۲۴ و ۰/۲۶ و برای نیترات خاک بین ۰/۶۸ و ۱/۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم قرار دارد که در بازه قابل قبولی هستند (۲۰ و ۴۱).



شکل ۱- مقایسه مقادیر شبیه سازی شده و اندازه گیری شده رطوبت حجمی خاک و نیترات خاک در عمق ۰تا۱۰۰ سانتیمتر برای سه تیمار کوددهی در طول فصل رشد

معادله خطی برازش داده شده و ضریب تعیین (R2) در شکل نشان داده شده است.

Figure 1- Comparison the simulated and measured values of soil water content and soil nitrate content in the 0–100 cm soil depth for 3 N fertilization treatments, throughout the experimental period.

The linear regression equations and the coefficients of determination (R^2) are indicated in the figures

جدول ۳- مقدار شاخص‌های عملکرد آماری (r^2، RMSE، NRMSE و d) برای رطوبت موجود در خاک در تیمارهای کود نیتروژن

Table 3- The Amount of Statistical performance indices (r2, NRMSE, RMSE and d) for soil water content in N fertilizer treatments

تیمار آزمایشی treatment	RMSE(cm^3/cm^3)	NRMSE%	d	r^2
N0	0.021	11.70	0.66	0.996
N2	0.021	11.73	0.66	0.995
N3	0.024	12.81	0.65	0.995
همه داده‌ها Total data	0.022	12.08	0.66	0.996

تمام شاخص‌های آماری برای رطوبت و نیترات تحت تاثیر کود در محدوده قابل قبول قرار داشتند. به عبارت دیگر اختلاف میان داده-های مشاهده‌ای و شبیه سازی کم بود و مدل در شبیه سازی رطوبت و نیتروژن خاک برای تیمارهای مختلف کود نیتروژنی به خوبی عمل کرده است. دیگر نویسندگان نیز در شرایط مختلف، گزارش کرده اند که مدل Eu-Rotate-N پیش‌بینی دقیقی از پویایی محتوای آب خاک دارد (۸ و ۳۷). در برخی مطالعات برآورد کمتر عناصر معدنی خاک توسط مدل مذکور گزارش شده است که ظاهرا به دلیل برآورد کم معدنی شدن نیتروژن از کاربردهای قبلی مواد آلی بوده است (۹ و ۲۲). مطالعات انجام شده در اسپانیا (۱۷و ۲۴)، پیشنهاد داده‌اند که به

منظور افزایش دقت شبیه‌سازی نیتروژن خاک، معدنی شدن نیتروژن واسنجی و اعتبارسنجی شود.

شکل ۲ داده‌های مشاهده شده و شبیه‌سازی شده رطوبت خاک را در اعماق مختلف تحت سه تیمار کود نیتروژن نشان می‌دهد. در تمام تیمارها رطوبت با افزایش عمق به مقدار شبیه‌سازی شده نزدیکی بیشتری پیدا کرد. البته در لایه ۶۰ تا ۸۰ و ۸۰ تا ۱۰۰ کمی کاهش دقت وجود داشت که می‌تواند به این دلیل باشد که محدودیتی چون تغییر ساختمان خاک یا هارد پن نیز در این لایه وجود داشته و در نظر گرفته نشده است. هم‌چنین در تمام تیمارها داده‌های رطوبت در لایه سطحی خاک کمتر از داده شبیه‌سازی شده و در لایه‌های زیرین خاک بیشتر از مقادیر شبیه سازی شده بود که می‌تواند به دلیل وجود تبخیر سطحی در لایه‌های بالاتر و نفوذ عمقی در لایه‌های زیرین باشد.

شاخص‌های آماری نتایج شبیه‌سازی مدل به تفکیک برای اعماق مختلف هر ۳ تیمار مورد ارزیابی قرار گرفت که نتایج آن در زیر ارائه شده است (جدول۵). به طور کل شاخص RMSE بین ۰/۰۱۹ تا ۰/۰۳۰ سانتی‌متر مکعب بر سانتی‌متر مکعب بود که در محدوده قابل قبول قرار داشت. هم‌چنین شاخص ویلموت بین ۰/۵۶ تا ۰/۹۳ و شاخص NRMSE در بازه پایین تر از ۲۰ درصد متغیر بودند که نشان دهنده‌ی توانایی خوب مدل در شبیه‌سازی برای اعماق مختلف بودند. با توجه به مقادیر RMSE در هر سه تیمار کودی بهترین شبیه‌سازی مربوط به لایه ۸۰ تا ۱۰۰ سانتی‌متر با میانگین RMSE برابر با ۰/۰۱۹ سانتی‌متر مکعب بر سانتی‌متر مکعب بود.

جدول ٤- مقدار شاخص‌های عملکرد آماری(r^2، NRMSE، RMSE و d) برای نیترات موجود در خاک در تیمارهای کود نیتروژن(mg/kg)

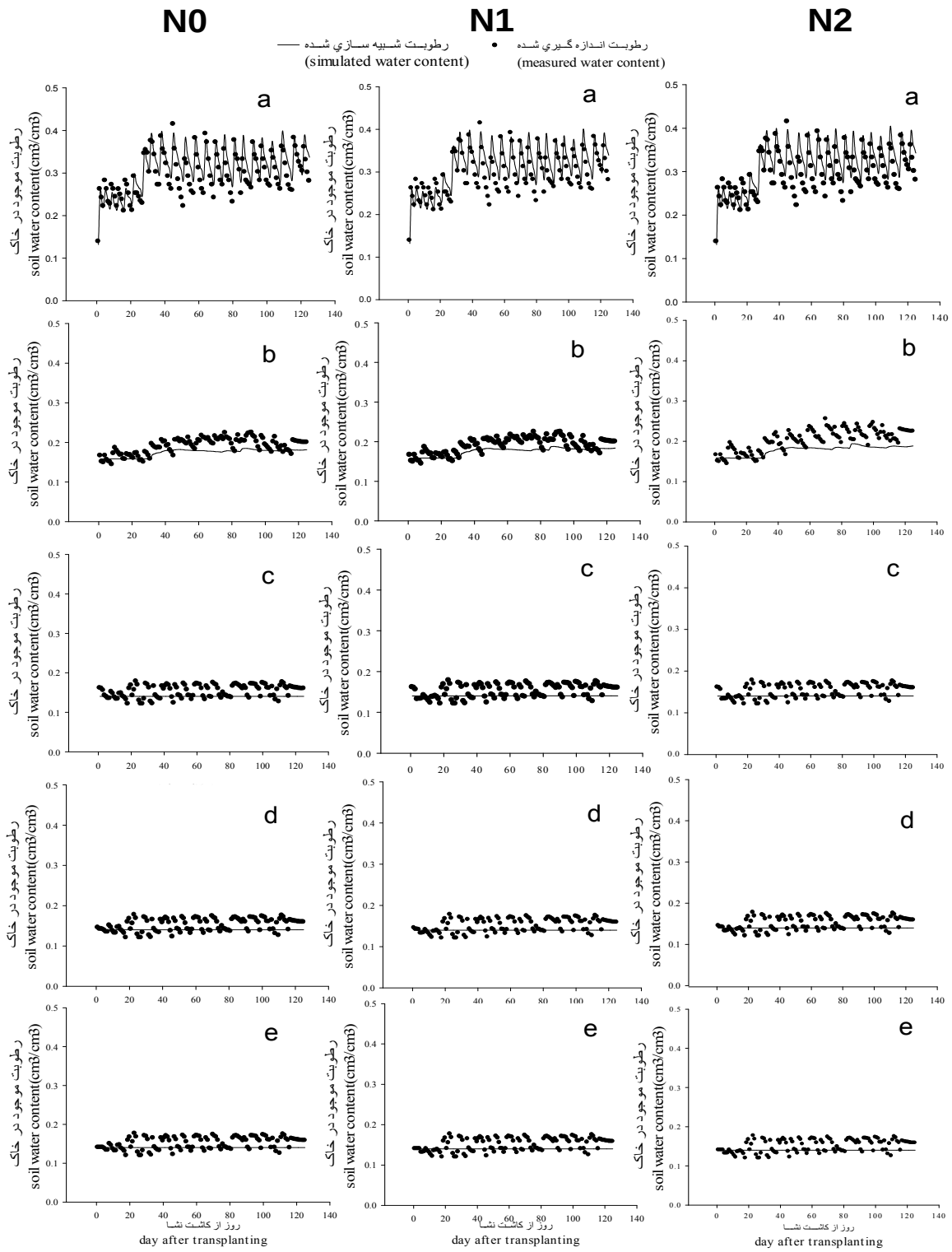
Table4- The Amount of Statistical performance indices (r2, NRMSE, RMSE and d) for soil nitrate content in N fertilizer treatments (mg/kg)

تیمار آزمایشی treatment	RMSE(mg/kg)	NRMSE%	d	r2
N0	0.59	10.03	0.669	0.998
N2	1.02	12.29	0.659	0.999
N3	1.04	10.04	0.668	0.998
همه داده ها Total data	0.89	11.45	0.665	0.998

جدول ٥- مقدار شاخص‌های عملکرد آماری (r^2، NRMSE، RMSE و d) برای رطوبت موجود در اعماق مختلف خاک در تیمارهای کود نیتروژن

Table5- The Amount of Statistical performance indices (r2, NRMSE, RMSE and d) for soil water content in different layers in N fertilizer treatments

تیمار treatments	لایه خاک layer depth(cm)	RMSE(cm^3/cm^3)	NRMSE%	D	r^2
N0	0-20	0.026	8.86	0.93	0.997
	20-40	0.021	11.07	0.67	0.997
	40-60	0.020	13.07	0.57	0.994
	60-80	0.019	12.88	0.57	0.994
	80-100	0.019	12.61	0.56	0.994
N1	0-20	0.027	9.22	0.92	0.997
	20-40	0.020	10.56	0.69	0.997
	40-60	0.020	13.17	0.57	0.994
	60-80	0.019	12.98	0.56	0.994
	80-100	0.019	12.72	0.56	0.994
N2	0-20	0.029	10.09	0.91	0.997
	20-40	0.030	15.09	0.65	0.996
	40-60	0.020	13.17	0.57	0.994
	60-80	0.019	12.98	0.56	0.994
	80-100	0.019	12.73	0.56	0.994



شکل ۲- مقایسه رطوبت شبیه‌سازی شده و اندازه‌گیری شده برای سه سطح کوددهی در اعماق مختلف در فصل رشد

a:لایه صفر تا ۲۰سانتی‌متر، b:لایه ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متر، c:لایه ۴۰ تا ۶۰ سانتی‌متر، d: لایه ۶۰ تا۸۰ سانتی متر، e: لایه ۸۰ تا۱۰۰ سانتی‌متر

Figure2- comparison the simulated and measured values of soil water content in different layers for 3 N fertilization treatments, throughout the experimental period.

a:0-20cm, b:20-40cm, c:40-60cm, d:60-80cm, e:80-100cm.

دلترا نیز در تحقیقات خود عنوان کرد که مدل Eu-Rotate-N آب را در لایه اول کمتر شبیه سازی کرد ولی در لایه‌های زیرین بهتر برآورد کرد (۸). این تفاوت برآورد به دلیل تفکیک دو جز تبخیر و تعرق است زیرا لایه‌های سطحی تحت تاثیر دو عامل تبخیر وتعرق هستند ولی لایه‌های عمیق‌تر فقط تحت تاثیر تعرق هستند. شاخص RMSE رطوبت خاک برای تمام تیمارها و اعماق مختلف مطابق با دستورالعمل یانگ و همکاران (۴۱) در محدوده قابل قبول قرار داشت. داده‌های شاخص ویلموت نیز طبق تعریف ویلموت (۴۰) مناسب بوده و حاکی از آن است که این مدل بدون نیاز به واسنجی، توانایی کافی در تخمین رطوبت خاک در اعماق مختلف را داشته است.

در لایه‌های سطحی به دلیل تغییرات تبخیر و هم‌چنین تاثیر عوامل محیطی نسبت به سایر لایه‌ها بیشترین اختلاف بین داده‌های شبیه‌سازی شده و مشاهده شده دیده شد؛ ولی با افزایش عمق لایه، برآورد نیز بهتر شد. یانگ و همکاران (۴۱) هم در استفاده از این مدل اعلام کردند که مدل در لایه‌های سطحی مقدار رطوبت و نیتروژن را بیشتر برآورد کرد و در لایه‌های عمیق تر بهتر عمل کرد که با یافته‌های این پژوهش همخوانی داشت. این مساله ممکن است به این دلیل باشد که لایه‌های سطحی بیشتر تحت تاثیر شرایط محیطی است و بافت و ساختمان خاک لایه‌های سطحی کمی تغییر می‌کند که در پیش‌بینی مدل موثر است.

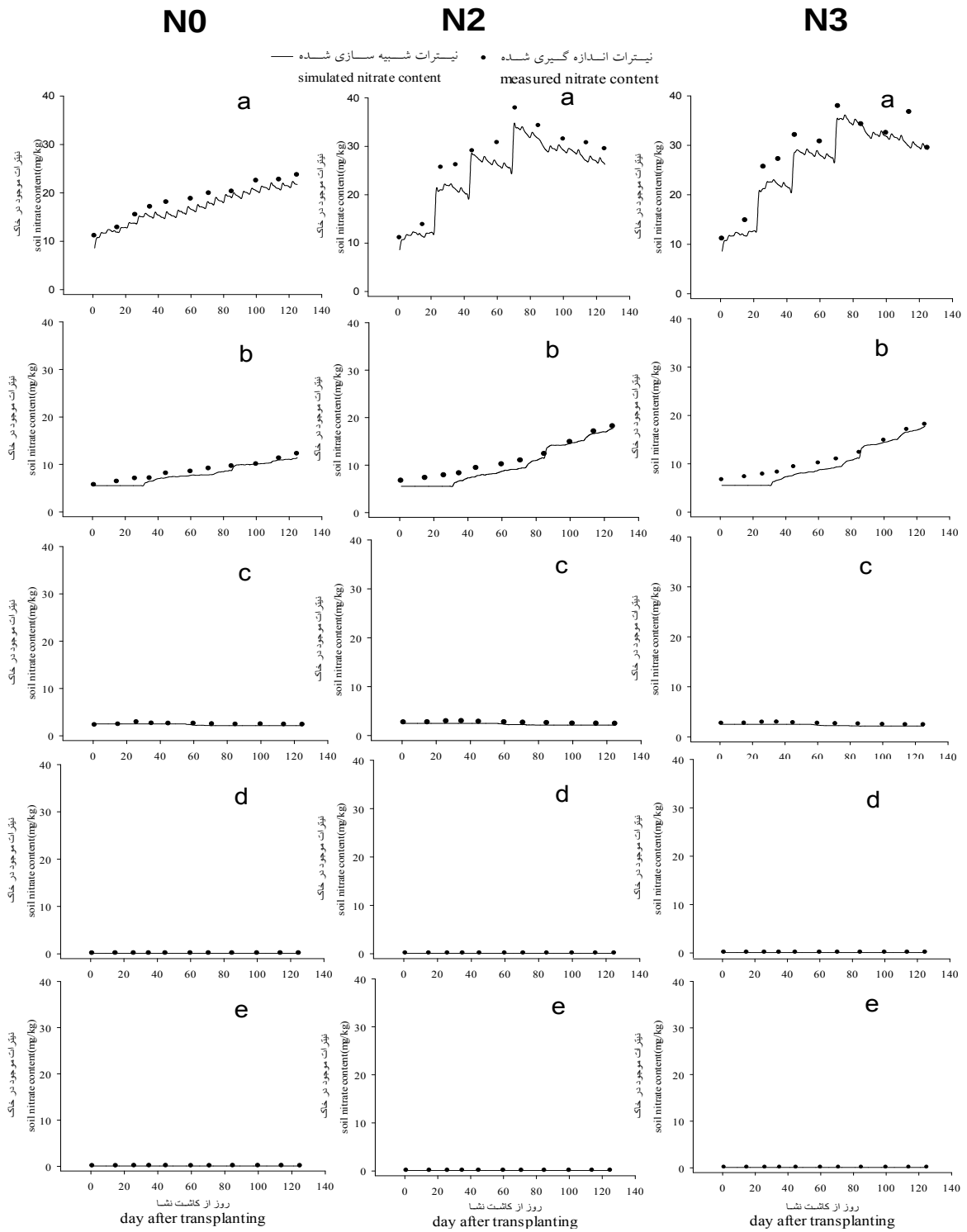
به همین ترتیب داده‌های مشاهده شده و شبیه‌سازی شده نیترات خاک در اعماق مختلف خاک مقایسه و شاخص‌های آماری برای اعماق مختلف به تفکیک محاسبه شدند (جدول۶). نتایج نشان داد که در تمام تیمارها داده‌های اندازه گیری شده نیترات بیشتر از مقادیر شبیه‌سازی شده بود و با افزایش عمق به مقدار شبیه سازی شده نزدیکی بیشتری پیدا کرد. با توجه به شکل۳ روند تغییرات نیترات شبیه‌سازی شده کاملا مشابه روند تغییرات نیترات مشاهده شده بود که شاخص r^2 بالای۹۰درصد تیمارها نیز گویای همین مطلب است.

شاخص RMSE در محدوده ۰/۰۱ تا ۳/۵۳ میلی‌گرم برکیلوگرم و قابل قبول بود. شاخص ویلموت نیز بین ۰/۵۱ تا ۰/۹۳ بود که مناسب است. بهترین شبیه‌سازی نیترات خاک مربوط به لایه ۸۰ تا ۱۰۰ سانتی متری با میانگین RMSE برابر با ۰/۰۱ میلی‌گرم برکیلوگرم و بدترین شبیه‌سازی مربوط به لایه ۰ تا ۲۰ سانتی متری با میانگین RMSE برابر با ۲/۹۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. درکل در مورد نیترات خاک بهترین شبیه‌سازی در تیمار سطح کودی N0 در لایه ۸۰ تا ۱۰۰ سانتی‌متری با RMSE برابر ۰/۰۱ میلی‌گرم برکیلوگرم و بدترین شبیه‌سازی در تیمار سطح کودی N1 در لایه ۰ تا ۲۰ سانتی‌متری با RMSE برابر ۳/۵۳ میلی‌گرم برکیلوگرم واقع شد. محدوده RMSE نیترات خاک نیز مطابق دستورالعمل محققین در محدوده قابل قبول قرار داشت (۱۱و۲۰). بنابراین مدل Eu-Rotate-N برای شرایط آب و هوایی ایران بدون واسنجی، به خوبی قادر به شبیه‌سازی رطوبت و نیترات خاک بود.

جدول ٦- مقدار شاخص‌های عملکرد آماری (r^2، RMSE، NRMSE و d) برای نیترات موجود در اعماق مختلف خاک در تیمارهای کود نیتروژن(mg/kg)

Table6- The Amount of Statistical performance indices (r^2, NRMSE, RMSE and d) for soil nitrate content in different depth in N fertilizer treatments(mg/kg)

تیمار treatments	لایه خاک Layer depth(cm)	RMSE(mg/kg)	NRMSE%	d	r^2
N0	0-20	1.88	10.26	0.94	0.999
	20-40	0.83	9.72	0.96	0.998
	40-60	0.23	9.32	0.64	0.997
	60-80	0.01	11.39	0.53	0.998
	80-100	0.01	9.42	0.56	0.998
N1	0-20	3.44	12.60	0.95	0.998
	20-40	1.35	12.07	0.97	0.996
	40-60	0.30	12.57	0.61	0.999
	60-80	0.01	12.01	0.55	0.999
	80-100	0.01	12.19	0.51	0.999
N2	0-20	3.53	12.42	0.95	0.997
	20-40	1.37	12.34	0.97	0.996
	40-60	0.29	11.38	0.62	0.999
	60-80	0.01	13.37	0.57	0.999
	80-100	0.01	13.17	0.52	0.999



شکل ۳- مقایسه نیترات شبیه‌سازی شده و اندازه‌گیری شده برای سه سطح کود دهی در اعماق مختلف طی فصل رشد

a:لایه صفر تا ۲۰سانتی متر، b:لایه ۲۰ تا ۴۰ سانتی متر، c:لایه ۴۰ تا ۶۰ سانتی متر،d: لایه ۶۰ تا۸۰ سانتی متر،e: لایه ۸۰ تا۱۰۰ سانتی متر.

Figure3- Comparison the simulated and measured values of soil nitrate content in different layers for 3 N fertilization treatments throughout the experimental period.

a:0-20cm, b:20-40cm, c:40-60cm, d:60-80cm, e:80-100cm

محققان زیادی مثل گوا و همکاران (۱۱) و سان و همکاران (۳۷) از این مدل در اروپا بدون واسنجی استفاده کرده و نتایج مطلوبی در تخمین نیترات و رطوبت به دست آوردند، ولی نندل و همکاران (۲۲) و دلترا و مونوز (۹) عنوان کردند که این مدل بدون واسنجی، محصول را کمتر از حد واقعی تخمین می‌زند و بهتر است که واسنجی شود. گوا و همکاران در کاربرد Eu-Rotate-N در لایه اول نیتروژن را بیشتر شبیه‌سازی کردند. همان‌طور که از شکل‌ها مشخص است داده‌های شبیه‌سازی شده در پایان فصل نزدیکی بیشتری با داده‌های مشاهداتی داشتند که یافته‌های سایر محققین در این زمینه را تایید می‌کند (۱۱).

داده‌های عملکرد گیاهی حاصل از نرم افزار در پایان فصل، در مقایسه با مقادیر اندازه‌گیری شده آن نشان داده شده است (جدول۷). مقایسه عملکرد نهایی گیاه نشان داد که مدل، عملکرد را در هر سه تیمار کود دهی، کمتر از مقدار واقعی برآورد کرده است. بهترین شبیه‌سازی عملکرد محصول مربوط به تیمار سطح کودی N_2 با اختلاف ۱/۱۴ تن بر هکتار و نامناسب ترین شبیه‌سازی عملکرد محصول مربوط به تیمار سطح کودی N_1 با اختلاف ۷/۶۴ تن بر هکتار بود. افزایش کود تاثیر یکسانی بر دقت شبیه سازی نداشت. دلترا و مونوز نیز مانند نتایج این تحقیق گزارش کردند که در آب و هوای مدیترانه‌ای بدون واسنجی تابع عملکرد، مدل Eu-Rotate-N برآورد کمتری از عملکرد ارائه داد (۹).

جدول ۷- مقایسه مقادیر شبیه‌سازی شده و اندازه‌گیری شده داده‌های عملکرد در انتهای فصل رشد

Table7- Comparison the simulated and measured values of yield at harvest

شاخص index		N0	N1	N2
عملکرد Yield (ton/ha)	اندازه گیری شده	20	29.5	22.40
	شبیه سازی شده	18.8	21.86	21.26

نتیجه‌گیری کلی

مدل‌های گیاهی بسیاری در جهان برای کاربردهای متفاوت مدیریت آب و کود مورد استفاده قرار می‌گیرند. مدل استفاده شده در این پژوهش، مدل Eu-Rotate-N است و با توجه به این‌که شاخص-های آماری به‌دست آمده در محدوده مناسبی قرار داشتند، می‌توان گفت این مدل در مورد محصول فلفل شیرین در منطقه اصفهان بدون انجام عملیات وقت گیر واسنجی، از کارایی مناسبی برای شبیه سازی محتوای رطوبت ونیترات خاک و عملکرد برخوردار است. می‌توان از این مدل برای شبیه‌سازی مقادیر آب و نیتروژن و در نهایت رسیدن به یک مدیریت جامع و بهینه در مزرعه در شرایط اقلیمی گرم و خشک اصفهان در ایران استفاده کرد.

منابع

1- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., and Smith M. 1998. Crop evapotranspiration-guidelines for computing crop water requirements. Irrigation and drainage paper 56, Rome, Italy. 300 p.

2- Azhdary Kh. 2008. Simulation of Water Movement in Soil in Drip Irrigation System in Different Types of Soils. Agricultural Biotechnology, Issue 1. (in Persian with English abstract).

3- Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., Bussiere F., Cabidoche Y.M., Cellier P., Debaeke P., Gaudillere J.P., Henault C., Maraux F., Seguin B., and Sinoquet H. 2003. An overview of the crop model STICS. European Journal of Agronomy, 18:309–332.

4- Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M.H., Ruget F., Nicoullaud B., Gate P., Devienne-Barret F., Antonioletti R., Durr C., Richard G., Beaudoin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Machet J.M., Meynard J.M., and Delecolle R. 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. Agronomie, 18, 311–346.

5- Burns I.G. 1974. A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evapotranspiration. European Journal of Soil Science, 25:165–178.

6- Casero T., Benavides A., Pay J., and Recasens I. 2004. Relationship between leaf and fruit nutrients and fruit quality attributes in Golden Smoothee using multivariate regression techniques. Journal of Plant Nutrition, 27: 313-324.

7- Cote C.M., Bristow K.L., Charleworth P.B., and Cook F.J. 2003. Analysis of soil wetting and solute transport in

sub-surface trickle irrigation. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 22(3-4):143-156.
8- Doltra J., and Mu˜noz P. 2010. Simulation of nitrogen leaching from a fertigated crop rotation in a Mediterranean climate using the EU-Rotate N and HYDRUS-2D models. Agricultural Water Management Journal, 97:277–285.
9- Doltra J., Mu˜noz P., and Antón A. 2010. Soil and plant nitrogen dynamics of a tomato crop under different fertilization strategies. Acta Horticulturae, 852:207–214.
10- Fallahi E. and Simons B.R. 1996. Interrelations among leaf and fruit mineral nutrients and fruit quality in‘‘Delicious’’ apples. Journal of Tree Fruit Production, 1:15–25.
11- Guo R., Nendel C., Rahn C., Jiang C., and Chen Q. 2010. Tracking nitrogen losses in a greenhouse crop rotation experiment in North China using the EU-Rotate N simulation model. Environmental Pollution Journal, 158:2218–2229.
12- Hansen S., Jensen H. E., Nielsen N. E., and Svendsen H. 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter-wheat using the Danish simulation-model DAISY. Fertilizer Research, 27:245–259.
13- Jackson L.E. 2000. Fates and losses of nitrogen from a nitrogen-15-labeled cover crop in an intensively managed vegetable system. Soil Science Society of America Journal, 64:1404–1412.
14- karimi z. 2008. Study the effect of mulch on drought tolerance and other quantitative and qualitative characteristics on sweet pepper varieties. msc Dissertation, Ferdowsi University of Mashhad.
15- Keller J., and Bliesner R.D. 1990. Sprinkle and Trickle Irrigation. Published by Van Nostrand Reinhold New York, p:643.
16- Khorami M., Alizadeh A., and Ansari H. 2013. Simulation of Water Movement and Moisture Redistribution under Drip Irrigation Systems Using Hydrus 2D/3D. Journal of Water and Soil, 27(4):692-702.(in Persian with English abstract).
17- Lidón A., Lado L., Berbegall F., and Ramos C. 2011. Influencia de calibración de los parámetros hidráulicos del modelo EU-Rotate N en el balance de N en el cultivo de col china. Actas de Horticultura, 61:52–58 (in Spanish).
18- Malekian R., and Gheisari M. 2012 . Sensitivity analysis of CSM-CERES-MAIZE to field capacity in simulation of nitrogen fate. Journal of water and soil resources conservation, 1(2):1-14. (in Persian with English abstract).
19- Meshkat M., Warner R.C., and Workman S.R. 1999. Modeling of evaporation reduction in drip irrigation system. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 125(6): 315-323.
20- Nangia V., Gowda P.H., Mulla D.J., and Sands G.R. 2008. Water quality modeling of fertilizer management impacts on nitrate losses in tile drains at the field scale. Journal of Environment Quality, 37:296–307.
21- Nendel C. 2009. Evaluation of best management practices for N fertilisation in regional field vegetable production with a small-scale simulation model. European Journal of Agronomy, 30(2):110-118.
22- Nendel C., Venezia A., Piro F., Ren T., Lillywhite R.D., and Rahn C.R. 2013. The performance of the EU-Rotate N model in predicting the growth and nitrogen uptake of rotations of field vegetable crops in a Mediterranean environment. The Journal of Agricultural Science, 151:538–555.
23- NRCS. 2004. Estimation of direct runoff from storm rainfall. In:National Engineering Handbook, Part 630,Hydrology, USDA.
24- Olasolo L., Vazquez M., Suso A., and Pardo A. 2011. Evaluación del modelo EU-Rotate N en cultivo de patata. Actas de Horticultura, 61:52–58 (in Spanish).
25- Rahn C.R., Zhang K., Lillywhite R.D., Ramos C., De Paz J.M., Doltra J., Riley H., Fink M., Nendel C., Thorup-Kristensen K., Pedersen A., Piro F., Venezia A., Firth C., Schmutz U., Rayns F., and Strohmeyer K. 2010. A European Decision Support System, EU-Rotate_N to predict environmental and economic consequences of the management of nitrogen fertilizer in crop rotations. European Journal of Horticultural Science, 75(1): 20-32.
26- Ritchie J.T. 1998. Soil water balance and plant water stress. In: Tsuji G., Hoogenboom G., Thornton P. (Eds.) Understanding Options for Agricultural Production. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, p. 41–54.
27- Sadeghi A.M., Mcinnes K.J., Kissel D.E., Cabrera M.L., Koelliker J.K., and Kanemasu E.T. 1988. Mechanistic model for predicting ammonia volatilization from urea. In: Bock B.R., Kissel, D.E. (Eds.). Ammonia Volatilization from Urea Fertilizers. National Fertilizer Development Centre, Tennessee Valley Authority, Muscle Shoals, Alabama, p. 67–92.
28- Savage M.J. 1993. Statistical aspects of model validation. Presented at a workshop on the field water balance in the modeling of cropping systems, University of Pretoria, South Africa.
29- Schmitz GH., Shutze N., and Petersohn U. 2002. New strategy for optimizing water application under trickle irrigation. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 128(5): 287-297.
30- Seifi s. 2010. Study the Effects of plant density and pruning on yield and plant growth in two varieties of greenhouse bell pepper. MSc Dissertation, Ferdowsi University of Mashhad.
31- Shaffer M.J., Halvorson A.D., and Pierce F.J., 1991. Nitrate Leaching and Economic Analysis Package (NLEAP): model description and application. In: Follett, R.F., Keeney, D.R., Cruse, R.M. (Eds.), Managing nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 285–322.
32- Simunek J., Van Genuckten M.Th., and Sejna M. 2006. The HYDRUS Software Package for Simulating the Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably – Saturated Media. Technical

Manual.
33- Skaggs T.H., Trout T.J., Simunek J., and Shouse P.J. 2004. Comparison of HYDRUS-2D simulations of drip irrigation with experimental observations. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 30: 304–310.
34- Soler C.M.T., Sentelhas P.C., and Hoogenboom G. 2007. Application of the CSM-CERES-Maize model for planting date evaluation and yield forecasting for maize grown off-season in a subtropical environment. European Journal Agronomy, 27: 165-177.
35- Soto F., Gallardob M., Giménezc C., Pe˜na-Fleitasb T., and Thompsonb R.B. 2014. Simulation of tomato growth, water and N dynamics using the EU-Rotate N model in Mediterranean greenhouses with drip irrigation and fertigation. Agricultural Water Management, 132:46–59.
36- Stöckle C.O., Donatelli M., and Nelson R., 2003. CropSyst, a cropping system simulation model. Eur. J. Agron, 18: 289–307.
37- Sun Y., Hua K., Zhangb K., Jiangc L., and Xuc Y. 2012. Simulation of nitrogen fate for greenhouse cucumber grown under different water and fertilizer management using the EU-Rotate N model. Agricultural Water Management, 112:21– 32.
38- Sϕgaard H.T., Sommer S.G., Hutching H.J., Huijsmans J.F.M., Bussink D.W., and Nicholson F. 2002. Ammonia wolatilization from field-applied animal slurry-the ALFAM model. Atmospheric Environment, 36:3309–3319.
39- Tognoni F., Pardossi A., and Serra G. 1999. Strategies to match greenhouses to crop production. Acta Horticulturae, 481:451–461.
40- Willmott C.J. 1982. Some comments on the evaluation of model performance. Bulletin of the American Meteorological Society, 63(11):1309–1313.
41- Yang D.J., Zhang T.Q., Zhang K.F., Greenwood D.J., Hammond J.P., and White P.J. 2009. An easily implemented agro-hydrological procedure with dynamic root simulation for water transfer in the crop-soil system: Validation and application. Journal of Hydrology, 370:177-190.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 263-276

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین –اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۷۶-۲۶۳

Simulation of Soil Water content and Nitrate under Different Fertigation Strategies for Sweet Pepper in Isfahan by EU-ROTATE-N Model.

F. Fazel[1*]- N.Ganji Khorramdel[2]- M. Gheysari[3]

Received: 11-06-2016
Accepted: 04-09-2016

Introduction: World's population growth and limited water resources and needing to more food production led to interest farmers to use nitrogen fertilizer more than soil requires and subsequently Nitrate leaching causes groundwater and environmental pollution. Therefore, researches has concentrated on improvement of nitrogen use efficiency, which numerical simulation is the effective solutions to optimize the management of water and fertilizer in the field in order to achieve the maximal yield and minimal nitrate pollution of soil, groundwater and drainage in water deficiency crisis condition. For this reason, the evaluation of new user friendly models in correct estimation of soil moisture and nitrogen content distribution and recognition of water and solutes movement in the soil and choosing the best management option for increasing productivity and economic performance and also reduction of nitrate pollution of soil and ground water source with the least limitations and high accuracy is necessary. The Eu-Rotate-N model has been developed for simulation of nitrogen use and specifically for optimization of nitrogen use in variation of vegetables in a wide range of conditions, which without the need to calibration has presented satisfactory results in many areas. So this study was conducted to evaluate the efficiency of Eu-Rate-N model in assessment of moisture and nitrogen distribution and yield under different nitrogen fertigation management for pepper plant.

Materials and Methods: Sweet pepper was planted at density of 8.33plant per m2 in a row planting method. 150kg per hectare per year of fertilizer was used during the season. Crop yield, soil water and nitrogen content were measured on a regular basis. The treatments consisted of three fertilizer level: zero (N0), the ratio of ammonium to nitrate 20:80 (N1) and 40:60 (N2), which was conducted in a completely randomized block with three replications in Isfahan. Irrigation based on daily monitoring of humidity was used with drip irrigation system. The irrigation Depth was calculated and applied with aim of replacing the water content deficiency in the root zone up to field capacity (FC) for the no water deficit treatment.

Coefficients were modified only for plant coefficients and length of each growth stage according to the area. To compare simulated data with measured data in field, indices of statistical root mean square error (RMSE), normalized root mean square error (NRMSE), coefficient of determination (r2) and index of agreement Wilmot (d) were used.

Results and Discussion: The NRMSE index for nitrate and soil water content was 11.45, 12.08, the RMSE was 0.89, 0.022, the r^2 was 0.998, 0.996 and the d was 0.667, 0.66 respectively. All calculated indices for soil water and nitrate content were in the acceptable range. NRMSE index was less than 20 percent in all treatments which was indicating good ability of model in simulating soil water and nitrate content and r^2 was more than 90 percent which pointed out to well process of simulation of the model. The simulation accuracy was greater at the end of the growing season. Comparing of RMSE statistical index for different depths showed that the simulation accuracy was increased by increasing depth which can be due to changes in surface evaporation and also the effect of environmental factors on surficial layers more than other layers. Generally the best simulation was related to the layer of 80 to 100 cm. And the average RMSE was 0.019 cm^3 per cm^3 for soil moisture content and 0.22 mg per kg for soil nitrate.In the layer of 80-100 cm the best simulation of soil moisture and nitrate content between treatments was related to N_0 by the RMSE equal to 0.024 cm3 per cm3 and 0.21 mg per kg respectively and the weakest simulation was related to N_3.The simulated yield in all treatments was less than its actual value. Comparison of simulations between three treatments demonstrated the usefulness of EU-Rotate N to examine the effects of management on, nitrate leaching.

1 and 2- M.Sc. student and Assistant Professor, Water Engineering Department, College of Agriculture, Arak University
(*-Corresponding Author Email:forough_f67@yahoo.com)
3- Associate Professor, Water Engineering Department, College of Agriculture, Isfahan University of Technology

Conclusions: The Eu-rotate-n model without calibration for site location was well capable of estimating soil water and nitrate content under different fertilizer management for Isfahan climatic conditions nevertheless it is suggested to use to calibrate yield functions to improve the yield simulation. Generally we can use Eu-rotate-n model for simulation of water and nitrogen content and eventually approach to integrated and optimal management in the farm in the hot, dry conditions of Isfahan.

Keywords: Fertigation, Nitrate pollution, Sweet pepper, Soil moisture distribution

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 277-285

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۸۵-۲۷۷

مقایسه چهار روش محاسبه وزن در ارزیابی تناسب اراضی به کمک منطق فازی برای پیش‌بینی عملکرد گندم

فاطمه رحمتی[۱] - اردوان کمالی[۲*]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۰/۲۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۵/۱۱

چکیده

مطالعه حاضر با هدف مقایسه چهار روش محاسبه وزن در ارزیابی کیفی و کمی تناسب اراضی با استفاده از منطق فازی برای پیش‌بینی عملکرد گندم در شهر کیان، استان چهارمحال و بختیاری انجام شد. در این مطالعه وزن خصوصیت‌ها و کیفیت‌های مؤثر بر گندم شامل خصوصیات اقلیمی و ویژگی‌های خاک با استفاده از چهار روش شبکه عصبی با یک نرون و چهار نرون، حداقل مجذورات جزئی و رگرسیون چند متغیره محاسبه شد. در همه روش‌های وزن‌دهی بیشترین وزن مربوط به سنگریزه و کمترین وزن مربوط به رس بود. مقایسه نتایج ارزیابی به روش فازی به هر چهار روش محاسبه وزن از طریق مقایسه ضریب تبیین معادلات رگرسیونی بین شاخص اراضی و تولید مشاهده شده انجام گرفت. ضریب تبیین بین تولید مشاهده شده و تولید پیش‌بینی شده برای روش محاسبه وزن شبکه عصبی با یک نرون و چهار نرون، حداقل مجذورات جزئی و رگرسیون چند متغیره به ترتیب ۰/۵۹۵، ۰/۵۶، ۰/۵۹۶و ۰/۶ به دست آمد. نتایج استفاده از وزن تخمین زده شده به وسیله سه روش شبکه عصبی با یک نرون، حداقل مجذورات جزئی و رگرسیون چند متغیره در روش فازی مشابه بود و بیشترین ضریب تبیین و کم‌ترین مقادیر جذر میانگین مربعات خطاها در بین مدل‌ها برای این سه روش به دست آمد. اما در مورد شبکه عصبی استفاده از یک نرون به جای چهار نرون با تفاوتی اندک کارآمدتر بود. ضریب تبیین نسبتاً کم به دست آمده از روش‌های مورد استفاده حاکی از اهمیت مدیریت اراضی در میزان عملکرد دارد. نتایج این مطالعه بر ضرورت وارد نمودن پارامارهای مدیریتی در محاسبات ارزیابی اراضی دلالت نمود.

واژه‌های کلیدی: حداقل مجذورات جزئی، خصوصیات اراضی، رگرسیون چند متغیره، شبکه‌های عصبی، شهرکیان

مقدمه

به دلیل محدود بودن اراضی در تولید محصولات کشاورزی، بهره‌برداری از آن‌ها باید براساس توان و ظرفیت تولیدشان صورت گیرد. هدف از ارزیابی تناسب اراضی، اختصاص دادن اراضی به بهترین و در عین حال سودآورترین نوع کاربری است (۹). برای رسیدن به این هدف، اراضی به‌صورت کیفی و یا کمی بر اساس اطلاعات اقلیمی، اطلاعات حاصل از مطالعات زمین و خاک، اطلاعات مربوط به تولید و تجربیاتی که در مورد خاک‌های مشابه است، ارزیابی و طبقه‌بندی می‌شوند (۷، ۸ و ۲۰). یکی از روش‌های ارزیابی اراضی، استفاده از روش منطق فازی است.ازمزایای این روش می‌توان به درنظر گرفتن پیوستگی اراضی و نیز محدود ننمودن خاک به داده‌های اندازه‌گیری شده اشاره نمود (۴). هم‌چنین روش ارزیابی تناسب اراضی بر پایه مدل پیوسته فازی از نقطه نظر به کارگیری وزن‌های مختلف برای خصوصیات متفاوت اراضی از روش‌های معمول ارزیابی متمایز می‌گردد. امادقت نتایج حاصل تا حدود زیادی وابسته به اوزان تعیین‌شده است (۱۸). یکی از روش‌های محاسبه وزن، شبیه‌سازی و تولید تصادفی اوزان است که در مقایسه با مدل‌سازی عملکرد مشاهده شده، و رابطه آن با خصوصیات اراضی، از قطعیت و دقت کمتری برخوردار است. به دیگر سخن تولید دوباره وزن‌ها به روش فوق ممکن است به مجموعه دیگری از وزن‌ها برای خصوصیات اراضی منجر شود و به نظر می‌رسد برای بهبود و یافتن تکنیک‌های دیگر تعیین اوزان، تحقیقات بیشتری لازم است(۱۳). بنابراین برخی از محققان از روش‌های دیگری برای تعیین وزن خصوصیات اراضی استفاده نموده اند. از جمله سهرابی و همکاران (۱۸) درمطالعه خود از روش آماری تجزیه به مؤلفه‌های اصلی، شاه‌نظرپور (۱۷) از روش

۱ و ۲- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد و استادیار گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه ولی عصر (عج) رفسنجان
(*- نویسنده مسئول: Email: a.kamali@vru.ac.ir)
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.52571

شبکه عصبی[1] و کشاورزی (۱۱) از فرآیند تحلیل سلسله مراتبی[2] برای محاسبه وزن استفاده نمودند. با این حال تا کنون مقایسه‌ای بین روش‌های مختلف محاسبه وزن خصوصیات اراضی با استفاده از منطق فازی انجام نشده است. به همین دلیل در این پژوهش، محاسبه وزن به چهار روش رگرسیون چند متغیره، حداقل مجذورات جزئی[3]، شبکه عصبی با یک نرون و چهار نرون انجام گردید و برای بررسی کارایی این روش‌ها، نتایج با هم مقایسه گردید.

مواد و روش‌ها

بخشی از اراضی منطقه شهرکیان به مساحت حدود ۱۵۰۰ هکتار، واقع در دو کیلومتری شرق شهرستان شهرکرد در استان چهارمحال و بختیاری و بین طول‌های جغرافیایی ´۴۵ °۵۰ تا ´۴۹ °۵۰ شرقی و عرض‌های جغرافیایی ´۲۵ ° ۳۲ تا ´۲۹ °۳۲ شمالی برای این پژوهش انتخاب شد. متوسط ارتفاع منطقه از سطح دریا ۲۲۰۰ متر است و اراضی مورد بررسی بر روی واحدهای فیزیوگرافی مخروط‌افکنه و دشت دامنه‌ای قرار گرفته‌اند. آب و هوای منطقه، نیمه‌خشک و براساس آمار مربوط به ایستگاه سینوپتیک شهرکرد در دوره آماری ۱۳۲۹ تا ۱۳۹۲ (۲۱) میانگین بارندگی سالیانه منطقه ۲۷۱میلی‌متر و میانگین درجه حرارت سالیانه ۱۱/۸ درجه سلسیوس می‌باشد و رژیم‌های رطوبتی و حرارتی خاک‌های آن به‌ترتیب زریک[4] و مزیک[5] هستند (۱۹). ابتدا بر اساس روش معمول مطالعات خاک‌شناسی نیمه‌تفصیلی (۱۵) شبکه‌ای با فواصل یک کیلومتر در یک کیلومتر بر روی نقشه توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰ منطقه رسم شد و مرکز هر شبکه به‌عنوان نقاط نمونه‌برداری (در مجموع، ۲۱ نقطه‌ی مشاهده‌ای) مشخص گردید (شکل ۱). برای ارزیابی اراضی به روش فازی، شاخص اراضی توسط مدل تعریف‌شده در نرم‌افزار MATLAB محاسبه شد. ابتدا یک سیستم قاعده-بنیاد فازی[6] براساس داده‌های مشاهده‌ای تعیین شد. در مرحله بعد، فازی‌سازی بخش مقدم و تالی (جملات پایه و پیرو) با استفاده از توابع عضویت فازی انجام گرفت. با توجه به ماهیت خصوصیات اراضی موردمطالعه (تغییرات کم این خصوصیات) و چگونگی اثر آن‌ها بر عملکرد گندم آبی، مدل زنگوله‌ای برای این مطالعه انتخاب گردید (۴، ۱۰، ۱۳ و ۱۷)، سپس قواعد استنتاج فازی تعیین گردیدند. به این صورت که در هر یک از قواعد، اثر خصوصیت‌های خاک شامل کلاس بافت، درصد کربنات کلسیم معادل، واکنش گل اشباع خاک، قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک، نسبت جذب سدیم تبادلی و خصوصیت‌های دمایی اقلیم (به دلیل این‌که نیازهای رطوبتی به طور کامل از طریق آبیاری فراهم می‌شوند) بر اساس جداول پیشنهادی سایس و همکاران (۲۰) بر عملکرد محصولات مورد نظر تعیین گردید و برای هر یک از قواعد تعریف‌شده در شاخص‌های ورودی، با استفاده از روش ممدانی، یک تابع عضویت برای خروجی آن ایجاد شد. برای فازی کردن شاخص اقلیم از خصوصیات اقلیم و برای فازی کردن بافت خاک از درصد شن و رس استفاده شد. برای محاسبه وزن فازی، روش‌های رگرسیون چند متغیره، حداقل مجذورات جزئی و شبکه عصبی انتخاب گردیدند. در ارزیابی اراضی، مدل‌های آماری روش‌های تجربی نیرومندی هستند که با استفاده از خصوصیات اراضی، پیش‌بینی تولید محصول ازطریق آن‌ها میسر می‌گردد. ایده اصلی دراین مدل‌ها بر این مبنا است که بین خصوصیات اراضی و تولید محصول ارتباطی وجود دارد که با ایجاد این ارتباط می‌توان مقدار تولید را برآورد کرد (۱۴). از بین این روش‌ها می‌توان به روش رگرسیون چند متغیره اشاره کرد. حداقل مجذورات جزئی‌نیز روش آماری دیگری است که به علت وابستگی کم به مقیاس‌های اندازه‌گیری، اندازه نمونه و توزیع باقی‌مانده، می‌تواند به عنوان یکی از روش‌های توانمند تحلیل مورد استفاده قرار گیرد (۵). شبکه‌های هوش مصنوعی نیز به خصوص در مواردی که رابطه‌های پیچیده و غیرخطی بین متغیرهای اولیه و ثانویه وجود دارد، قدرت خود رانشان می‌دهند (۱۶). شبکه‌های عصبی مصنوعی مدل‌های ریاضی و انعطاف‌پذیری هستند که می‌توانند در مدل‌سازی سیستم‌های پیچیده به‌کاربرده شوند. تفاوت اصلی شبکه‌های عصبی مصنوعی با سایر روش‌های متداول در این است که دراین روش نیازی به رابطه جبری قابل کشف بین متغیرهای اولیه و ثانویه وجود ندارد. درعوض، این شبکه‌ها خود رابطه منطقی بین متغیرها را طی روند آموزش کشف می‌کنند (۱). پردازش در شبکه‌های عصبی مصنوعی براساس بسیاری از واحدهای پردازش که نرون نام دارند، انجام می‌شود. هر نرون در هر لایه به همه عناصر لایه قبل و بعد با یک سری وزن‌هایی متصل شده است. این شبکه‌ها قادرهستند با انتخاب مناسب تعداد لایه‌ها و نرون‌ها یک نگاشت غیر خطی بین ورودی‌ها و خروجی‌ها ارایه دهند (۱۰). بنابراین با توجه به ویژگی‌های ذکر شده، این سه روش برای محاسبه وزن انتخاب شدند و وزن در مدل شبکه عصبی یک بار با یک نرون و بار دیگر با چهار نرون تخمین زده شد. در این پژوهش، برای محاسبه وزن از روش حداقل مجذورات جزئی و رگرسیون چند متغیره در Minitab14 و شبکه عصبی در NeuroSolutions 5 استفاده شد. برای بررسی کارایی دو مدل، ضرایب تبیین آن‌ها با هم مقایسه گردید و شاخص خطا نیز مورد بررسی قرار گرفت. همچنین برای بررسی شاخص خطا، مقادیر جذر میانگین مربعات خطاها (RMSE) از رابطه ۱ محاسبه شد (۲):

$$RMSE= [1/n\sum (p_i-o_i)]^{1/2}$$ رابطه ۱

1- Artificial Neural Networks
2- Analytic Hierarchy Process
3- Partial least squares
4- Xeric
5- Mesic
6- Rule-base fuzzy system

در رابطه ۱، RMSE جذر میانگین مربعات خطاها، n تعداد نقاط مشاهده‌ای، p_i تولید مشاهده شده و o_i تولید تخمین زده شده توسط مدل می‌باشد.

شکل ۱- منطقه مورد مطالعه و محل نقاط نمونه برداری
Figure 1- The study area with observation points

جدول ۱- میانگین وزنی ویژگی‌های خاک تا عمق ۱۵۰ سانتی‌متری
Table 1- Weighted average of soil characteristics up to 150 cm

خاکرخ Profile	بافت Texture	$CaCO_3$ (%)	pH (paste)	ذرات درشت Coarse fragments (%)	SAR $(meq/l)^{1/2}$	EC (dS/m)	خاکرخ Profile	بافت Texture	$CaCO_3$ (%)	pH (paste)	ذرات درشت Coarse fragments (%)	SAR $(meq/l)^{1/2}$	EC (dS/m)
1	CL	29.5	8.3	0	0.3	0.6	12	L	30.1	7.9	11.5	0.3	1.2
2	SiL	28.6	8	0.7	0.3	0.8	13	L	29.1	7.8	10	0.5	0.5
3	L	28.2	7.6	6.1	0.5	0.4	14	SiCL	29.6	7.9	0	0.6	0.7
4	SiCL	28.8	7.5	0	0.6	0.5	15	CL	29.1	8.1	0	0.5	0.5
5	CL	29.4	7.5	0	0.5	0.4	16	L	28.4	7.8	4.5	0.3	0.5
6	SiL	29.7	7.9	10.2	0.5	1.4	17	SiL	29.6	7.7	2.9	0.5	0.9
7	L	28.7	7.9	8.1	0.6	0.7	18	CL	29.3	7.3	6.7	0.3	0.7
8	SiL	29.7	8	0	0.3	0.6	19	L	29.3	8.1	0	0.5	0.5
9	SiCL	28.7	8	0	0.5	0.5	20	L	29.3	7.7	0	0.5	0.5
10	SiL	28.7	8.9	0	0.3	1	21	SiCL	28.9	7.9	8.4	0.5	0.7
11	SiL	28.4	8.9	0	0.3	0.7							

نتایج و بحث:

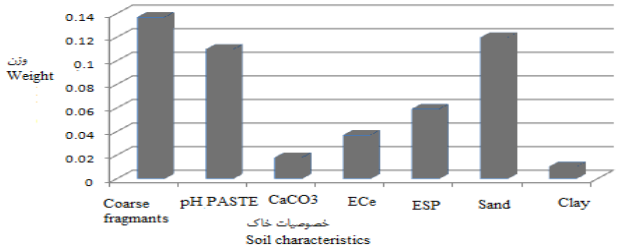
میانگین وزنی نتایج تجزیه‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک در نقاط مشاهداتی تا عمق ۱۵۰ سانتی‌متری به شرح جدول ۱ می‌باشد. به طوری که از جدول ۱ بر می‌آید مهم‌ترین محدودیت‌های موجود بر سر راه تولید محصولات کشاورزی در این منطقه صرفاً درصد آهک و واکنش خاک می باشد. همچنین، وزن‌های محاسبه شده توسط نرم‌افزارهای ذکر شده، در جدول ۲و نتایج محاسبه وزن به روش شبکه عصبی در شکل‌های ۲ و ۳ آمده است.

ضریب تبیین بین تولید مشاهده شده و تولید پیش‌بینی شده برای روش محاسبه وزن شبکه عصبی با یک نرون و چهار نرون، حداقل مجذورات جزئی و رگرسیون به ترتیب ۰/۵۹۵، ۰/۵۶، ۰/۵۹۶و ۰/۶ به دست آمد که دارای همبستگی معنی دار به ترتیب ۰/۷۷۱، ۰/۷۴۷، ۰/۷۷۱ و ۰/۷۷۳ در سطح ۵ درصد برای روش‌های ذکر شده می‌باشد. مقادیر جذر میانگین مربعات خطاها نیز برای این روش‌ها، به ترتیب ۶/۳۸، ۶/۴، ۶/۳۸ و ۶/۳۸ تن در هکتار می‌باشد (شکل‌های ۴ تا ۷).

جدول ۲- نتایج محاسبه وزن‌دهی به چهار روش محاسبه وزن

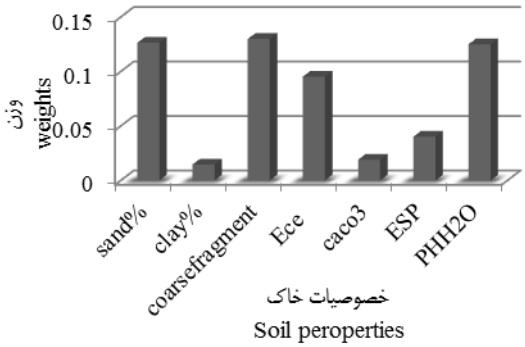
Table 2- Results of four calculated weightings methods

خصوصیات اراضی Land characteristics	شبکه عصبی با یک نرون Neural network with 1 neuron	شبکه عصبی با ٤ نرون Neural network with 4 neurons	حداقل مجذورات جزئی Partial least Square	رگرسیون چندمتغیره regression Multivariate
درصد ذرات درشت Coarse fragments (٪)	0.14	0.13	0.787	0.847
واکنش گل اشباع خاک pH in soil saturated paste	0.11	0.125	0.45	0.6
درصد کربنات کلسیم $CaCO_3$ (%)	0.02	0.019	0.17	0.202
قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع EC (dS/m)	0.04	0.095	0.276	0.348
نسبت جذب سدیم SAR $(meq/l)^{1/2}$	0.06	0.04	0.157	0.156
درصد شن Sand (%)	0.12	0.13	0.559	0.466
درصد رس Clay (%)	0.01	0.015	0.023	0.104



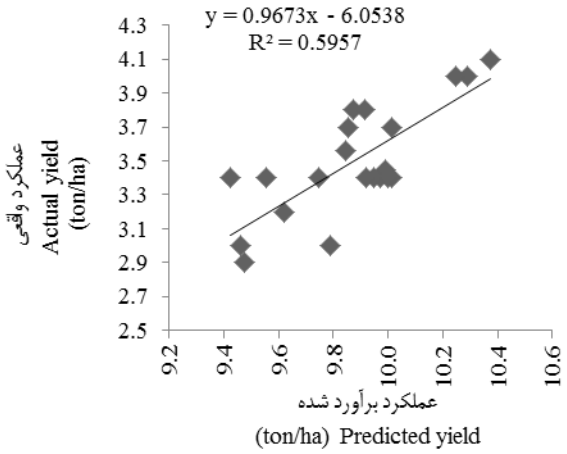
شکل ۲- وزن‌های محاسبه‌شده ویژگی‌های خاک به روش شبکه عصبی با یک نرون

Figure 2- Calculated weights for soil properties using neural network with 1 neuron

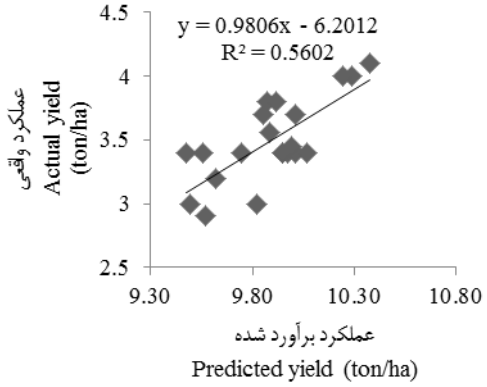


شکل ۳- وزن‌های محاسبه‌شده ویژگی‌های خاک به روش شبکه عصبی با چهار نرون

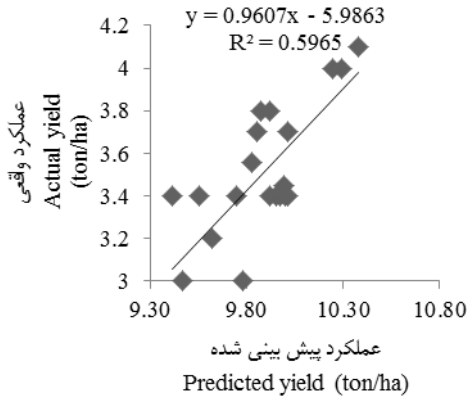
Figure 3- Calculated weights for soil properties using neural network with 4 neuron



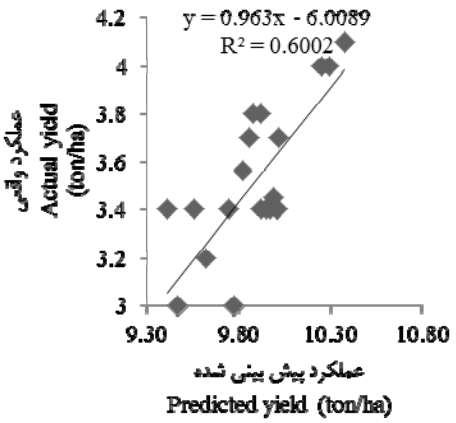
شکل ٤- اعتبارسنجی مدل وزن‌دهی به روش شبکه عصبی با یک نورون
Figure 4- Validation of the model using neural network with 1 neuron



شکل ٥- اعتبارسنجی مدل وزن‌دهی به روش شبکه عصبی با چهار نورون
Figure 5- Validation of the model using neural network with 4 neuron



شکل ٦- اعتبارسنجی مدل وزن‌دهی به روش مجذور مربعات
Figure 6- Validation of the model using PLS



شکل ۷- اعتبارسنجی مدل وزن‌دهی به روش رگرسیون چند متغیره
Figure 7- Validation of the model using multivariate regression

به طور کلی برای تمام روش‌ها ضرایب تبیین پایینی به دست آمد. زیرا نحوه اداره مزرعه از لحاظ فاکتورهایی چون زمان آبیاری، زمان کوددهی و سم‌پاشی، تراکم کاشت و دانش کشاورزان متفاوت بوده و منجر به تفاوت نهایی در تولید می‌شود که این تفاوت، ناشی از عامل مدیریت است (۳). سهرابی و همکاران (۱۸) در مطالعه خود برای ارزیابی تناسب اراضی به روش منطق فازی از روش آماری تجزیه به مؤلفه‌های اصلی محاسبه وزن استفاده نمودند و ضرایب همبستگی را برای چغندرقند به روش پارامتریک و فازی به‌ترتیب ۰/۵۵۶ و ۰/۵۳۳ به‌دست آوردند که پایین بودن این ضرایب به علت مدیریت سنتی بود. کشاورزی (۱۱) در منطقه زیاران استان قزوین ارزیابی تناسب اراضی را برای گندم آبی با استفاده از نظریه مجموعه‌های فازی با روش‌های کلاسیک و سنتی ارزیابی اراضی (مانند روش پارامتریک) مقایسه کرد. در این مطالعه، برای محاسبه وزن از فرآیند تحلیل سلسله مراتبی استفاده شد. نتایج نشان داد که روش فازی در همه واحدهای اراضی، باعث افزایش شاخص اراضی شده بود. همبستگی بین شاخص اراضی و عملکرد مشاهده‌شده در سطح منطقه برای روش مبتنی بر نظریه مجموعه‌های فازی (r=۰/۹۱) بیشتر از روش پارامتریک (r=۰/۸۷) بود.

در این مطالعه، استفاده از وزن تخمین زده شده به وسیله سه روش شبکه عصبی با یک نرون، حداقل مجذورات جزئی و رگرسیون در روش فازی نتایج مشابهی را نشان داد و بیشترین ضریب تبیین و کم‌ترین مقادیر جذر میانگین مربعات خطاها در بین مدل‌ها برای این سه روش به دست آمد. اما در مورد شبکه عصبی استفاده از یک نرون به جای چهار نرون با تفاوتی اندک کارآمدتر بود. در مطالعه‌ای مشابه، شاه‌نظرپور (۱۷) در منطقه‌ای بین شهر مبارکه و شهرستان زرین‌شهردر ارزیابی تناسب اراضی به روش منطق فازی، وزن توسط روش شبکه عصبی تک نرونی پرسپترون بدون بایاس و با تابع انتقال خطی محاسبه نمود و ضریب تبیین بین عملکرد واقعی و پیش‌بینی شده را برای گندم و برنج به‌ترتیب ۰/۸۳ و ۰/۸۶ به دست آورد که بیشتر از ضریب تبیین به دست آمده برای مدل بولین (به ترتیب برابر با ۰/۶۳ و ۰/۷) بود و کارایی بالاتری را نسبت به روش مبتنی بر منطق بولین در ارزیابی اراضی نشان داد. زارع (۲۲) پژوهشی را با هدف پیش‌بینی میزان عملکرد گندم آبی و دیم با روش‌های زمین‌آمار کریجینگ و شبکه‌ی عصبی مصنوعی در سطح استان خراسان رضوی انجام داد. نتایج به دست آمده نشان داد که شبکه عصبی، مقادیر عملکرد را در هنگام استفاده از تعداد نرون‌های مختلف با دقت‌های متفاوتی برآورد کرده‌است. او مقادیر خطای مدل‌سازی با استفاده از ۲ تا ۱۰ نرون را در مقایسه با نتایج اندازه‌گیری شده به دست آورد و مشاهده کرد با افزایش تعداد نرون‌ها از چهار نرون، میزان خطای مدل‌سازی برای عملکرد گندم آبی و دیم افزایش می‌یابد.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج نشان داد که اگر چه با استفاده از چهار روش محاسبه وزن شبکه عصبی با یک نرون و چهارنرون، حداقل مجذورات جزئی و رگرسیون چند متغیره وزن‌های متفاوتی به دست آمد، در همه روش‌ها بیشترین وزن مربوط به سنگریزه و کمترین وزن مربوط به رس بود. با استفاده از وزن تخمین زده شده به وسیله سه روش شبکه عصبی با یک نرون، حداقل مجذورات جزئی و رگرسیون در روش فازی نتایج مشابهی به دست آمد و بیشترین ضریب تبیین و کم‌ترین مقادیر جذر میانگین مربعات خطاها در بین مدل‌ها برای این سه روش به دست آمد. اما در مورد شبکه عصبی استفاده از یک نرون به جای چهار نرون با تفاوتی اندک کارآمدتر بود. به طور کلی برای تمام روش‌ها ضرایب تبیین پایینی به دست آمد که دلیل آن مدیریت سنتی در منطقه می‌باشد. ضریب تبیین نسبتاً کم به دست آمده از روش‌های مورد

استفاده حاکی از اهمیت مدیریت اراضی در میزان عملکرد است. لذا نتایج این مطالعه بر ضرورت وارد نمودن پارامترهای مدیریتی در محاسبات ارزیابی اراضی دلالت می نماید. در نهایت با توجه به نتایج به دست آمده از این تحقیق در مورد روش‌های به کار رفته، پیشنهاد می‌گردد روش‌های دیگر محاسبه وزن در ارزیابی تناسب اراضی به روش منطق فازی انجام گردیده و با هم مقایسه شود.

منابع

1- Almeida J., and Predictive S. 2002. Non-linear modeling of complex data by artificial neural networks. Current Opinion in Biotechnology, 13: 72-6.
2- Amirian chekan A., Sarmadian F., Heidari A., Omid M., and Mohammadi J. 2012. The spatial modeling of the land suitability using fuzzy set theory and geostatistics (case study: Seylakhor plain, Dorood county, Lorestan province). Journal of grassland and watershed resources management, 65(3):96-116.
3- Ayoubi S. 1997. Qualitative and quantitative land suitability for important crops in North- Baraan (Isfahan). M.Sc. Thesis, College of Agriculture, Isfahan University of Technology. (in Persian with English abstract)
4- Burrough P.A., 1989. Fuzzy mathematical methods for soil survey and land evaluation. Journal of Soil Science, 40: 477-492.
5- Chin W.W., Marcolin B., and Newsted P. 1996. A partial least squares latent variable modeling approach for measuring interaction effects: results from a Monte Carlo simulation study and voice mail emotion/adoption study. p. 21-41. In proceeding of the 17th international conference on information systems, 16-18 Dec. 1996. Cleveland, Ohio.
6- Damavandi A., Masihabadi M.H., Takasi M. 2005. Qualitative land evaluation for sugar beet in Khodabandeh, Zanjan province. In proceeding of the 9th soil science congress of Iran. 25-28 Aug. 2005. Tehran, Iran. (in Persian)
7- Dent D., and Young A. 1981. Soil survey and land evaluation. George Allen and Unwin, Boston.
8- FAO. 1976. A framework for land evaluation. Soils Bulletin, No. 32. FAO, Rome, Italy.
9- Givi J. 1999. Qualitative, quantitative and economic land suitability evaluation and determining the land potential yield for important crops of Falavarjan area in Isfahan. (in Persian).
10- Karayiannis N.B., and Venetsanopouios A.N. 1993. Artificial Neural Network: learning algorithms, performance evaluation, and application. Kluwer academic publisher, boston.
11- Keshavarzi A., Sarmadian F., Heidari A. and Omid M. 2010. Land Suitability Evaluation Using Fuzzy 11- Continuous Classification (A Case Study: Ziaran Region). Journal of Modern Applied Science. 4(7): 72-81.
12- Mahler P. 1970. Manual of land classification for irrigation. Ministry of Agriculture (3rd ed). Soil and water Institute of Iran, No. 205.
13- Mohammadi j., and Givi j. 2011. Land suitability evaluation for irrigated wheat in Falavarjan using fuzzy set theory. Journal of Sciences and Technology of Agriculture and Natural Resources. 5(1):103-116. (in Persian with English abstract)
14- Noruzi M., Jalalian A., Ayoubi S., and Khademi H. 2008. Relationship between Wheat Yield and Terrain Attributes in Ardal Region, Charmahal and Bakhtiari Province. Journal of Sciences and Technology of Agriculture and Natural Resources. 12(46):759-770. (in Persian with English abstract)
15- Salehi M.H. and khademi H. 2008. Soil Mapping. Isfahan, Iran. (in Persian)
16- Sargent D.J. 2001. Comparison of artificial neural networks with other statistical approaches: results from medical data sets. Cancer. 91:1636-42.
17- Shahnazarpoor G.H. 2008. Quantitative and Qualitative land suitability evaluation for important agricultural crop in mobarakeh area, Isfahan province (a comparison between fuzzy and Boolean logic). M.Sc. Thesis, College of Agriculture, Isfahan. University of Technology. (In Persian)
18- Sohrabi A., Mohammadi J., Behrahi K. and Seyed Jalali A. 2005. The Investigation Of The superiority Reasons of Fuzzy Method to FAO in Land Suitability Classification. p. 277-278. In proceeding of 10th soil science congress of Iran. Aug. 26-28. Karaj, Iran. (in Persian with English abstract)
19- Soil survey staff, 2014. Keys to soil taxonomy, 12th edition. NRCS, USDA, USA.
20- SYS C., Van Ranst E. and Debaveye J. 1991. Land Evaluation. Part I. General Administration for Development Cooperation Place. Brussels, Belgium.
21- Weather Bureau of Shahrekord. 2013. Shahrekord, Iran.
22- Zare Abyaneh H. 2012. Evaluation of Artificial Neural Network and Geostatistical Methods in Estimating the Spatial Distribution of Irrigated and Dry Wheat Yield (Case Study: Khorasan Razavi). Journal of Natural Geography. 44 (4):23-42. (in Persian, abstract in English).

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 277-285

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۲۸۵-۲۷۷

Comparison of Four Weighting Methods in Fuzzy-based Land Suitability to Predict Wheat Yield

F. Rahmati[1] - A. Kamali[2]*

Received: 16-01-2016
Accepted: 01-08-2016

Introduction: Land suitability evaluation is a process to examine the degree of land fitness for specific utilization and also makes it possible to estimate land productivity potential. In 1976, FAO provided a general framework for land suitability classification. It has not been proposed a specific method to perform this classification in the framework. In later years, a collection of methods was presented based on the FAO framework. In parametric method, different land suitability aspects are defined as completely discrete groups and are separated from each other by distinguished and consistent ranges. Therefore, land units that have moderate suitability can only choose one of the characteristics of predefined classes of land suitability. Fuzzy logic is an extension of Boolean logic by LotfiZadeh in 1965 based on the mathematical theory of fuzzy sets, which is a generalization of the classical set theory. By introducing the notion of degree in the verification of a condition, fuzzy method enables a condition to be in a state other than true or false, as well as provides a very valuable flexibility for reasoning, which makes it possible to take into account inaccuracies and uncertainties. One advantage of fuzzy logic in order to formalize human reasoning is that the rules are set in natural language. In evaluation method based on fuzzy logic, the weights are used for land characteristics. The objective of this study was to compare four methods of weight calculation in the fuzzy logic to predict the yield of wheat in the study area covering 1500 ha in Kian town in Shahrekord (Chahrmahal and Bakhtiari province), Iran.

Materials and Methods: In such investigations**,** climatic factors, and soil physical and chemical characteristics are studied. This investigation involves several studies including a lab study, and qualitative and quantitative land suitability evaluation with fuzzy logic for wheat. Factors affecting the wheat production consist of climatic conditions like mean, maximum and minimum air temperatures during growing period as well as edaphologic properties like EC, pH, ESP, percent of clay, silt, sand, gravel, gypsum and $CaCO_3$ content. Climatic data collected from the Shahrekord synoptic station were used to assess climatic land suitability for wheat. Qualitative land suitability evaluation was carried out using the fuzzy approach. Potential yield was calculated using the method proposed by FAO. Using MATLAB software, qualitative and quantitative land evaluation were classified based on fuzzy logic approach. In fuzzy method, climatic factors are used to achieve climatic index. Clay and sand percent were applied to calculate soil texture. To determine the membership degrees,bell membership functions were used. Parameters of function shapes were transformed to equations with variable coefficients and the best coefficients were eventually chosen based on the model determination coefficient. In evaluation method based on fuzzy logic, the weights are used for land characteristics. In fuzzy logic method, weights were calculated by four methods. These methods consist of neural network using 1 neuron and 4 neurons, multivariate and Partial Least Squares (PLS) regressions. Comparison of the coefficient of determination results of multivariate regression and RMSE is carried out between observed and predicted yield. Weight calculations were conducted by using MINITAB software to PLS and multivariate regression. Also, Neurosolution 5 was used for weight calculation based on neural network.

Results and Discussion: The calculated weights were differed by using the four applied methods. In all methods, the maximum weight was related to gravel, and minimum weight was related to clay. The results of land index and predicted yield calculation were different in some points (3, 6, 7, 13, 14, 19, and 21) for four methods. The coefficient of determination of calculated weights were 0.595, 0.56, 0.6 and 0.56 for neural network, 1 neuron, 4 neurons, multivariate regression and PLS and RMSE values in these methods were 6.38, 6.4, 6.38 and 6.38 Ton/ha, respectively. The correlation coefficient between the observed and predicted yield indicated the partially appropriate selection of the factors and evaluation approach.

Conclusion: The results of weight calculation were not showed significant difference in three methods (neural network, PLS, regression). The predicted yield was somewhat closer to the observed yield when 1 neuron was introduced to the neural network than 4 neurons. The maximum coefficient of determination as well as the

1 and 2- M.Sc. Graduate and Assistant Professor of soil science, Department of soil science, Vali-e- Asr University of Rafsanjan, Rafsanjan
(*- Corresponding Author Email: a.kamali@vru.ac.ir)

minimum RMSE was achieved for weights calculated by multivariate regression. Because the method is almost accurate and easy to use, it is recommended in this study. The coefficient of determination generally became low because different traditional management practices were carried out in the study area. Finally, in regard to achieved results about the used methods, it is suggested to take into account the management factors in land suitability processes and compare the other weight calculated methods in land suitability evaluation based on fuzzy logic.

Keywords: Fuzzy logic, Land Suitability, Weighting methods

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 286-301

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۳۰۱-۲۸۶

تاثیر منابع و مقادیر مختلف نیتروژن، میزان کربنات کلسیم خاک و مقادیر مختلف بقایای یونجه بر هدررفت نیتروژن به صورت آمونیاک

طاهره منصوری[1*] - احمد گلچین[2] - زهرا رضایی[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۸/۱۸
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۷/۰۴

چکیده

تصعید آمونیاک یکی از مهم‌ترین راه‌های هدررفت نیتروژن از اکوسیستم‌های کشاورزی و غیرکشاورزی است. در این مطالعه دو آزمایش جداگانه با اهداف بررسی تأثیر سطوح مختلف کربنات کلسیم خاک (آزمایش اول) و یا سطوح کاربرد بقایای گیاهی (آزمایش دوم) همچنین نوع و مقدار کودهای نیتروژنی مصرفی و بر مقدار تصعید آمونیاک از خاک انجام شد. هر دو آزمایش بصورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۱۸ تیمار در ۳ تکرار انجام شدند. تیمارهای آزمایش اول شامل سه سطح ۲۰، ۲۷ و ۳۵ درصد کربنات کلسیم خاک، سه سطح صفر، ۲۰۰ و ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و چهار منبع سولفات آمونیوم، نیترات آمونیوم، اوره و اوره- اسید سولفوریک و تیمارهای آزمایش دوم نیز سه سطح صفر، ۲/۵ و ۵ درصد بقایای یونجه، سه سطح نیتروژن و چهار منبع کودهای فوق بود. نتایج نشان داد که با افزایش سطح کربنات کلسیم خاک، مقدار بقایای گیاهی یونجه و همچنین مقدار نیتروژن مصرفی، مقدار نیتروژن تصعید شده به‌صورت آمونیاک افزایش یافت. با افزایش میزان آهک خاک به مقدار ۱۵ درصد، میزان نیتروژن تصعید شده به صورت آمونیاک شش برابر گردید. در آزمایش دوم بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده از کاربرد ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود اوره- اسید سولفوریک و ۵ درصد بقایای گیاهی و کم‌ترین میزان آن نیز از تیمار شاهد یا خاک فاقد هر گونه کود نیتروژنی و بقایای گیاهی به‌دست آمد. در صورت عدم کاربرد بقایای گیاهی ترتیب میزان هدررفت نیتروژن بصورت گاز آمونیاک اوره> سولفات آمونیوم> نیترات آمونیوم> اوره-اسید سولفوریک و در صورت کاربرد بقایای گیاهی بصورت اوره-اسید سولفوریک > نیترات آمونیوم> اوره > سولفات آمونیوم بود.

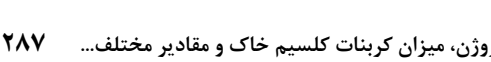
واژه‌های کلیدی: اوره، تصعید آمونیاک، ماده آلی، واکنش خاک

مقدمه

نیتروژن خاک می‌تواند بصورت گازی به اشکال آمونیاکی، نیتروژن عنصری، اکسید نیتروژن و به مقدار جزئی به‌صورت ترکیبات آلی از دست برود. فرآیندی که طی آن نیتروژن به شکل آمونیاک از خاک خارج و وارد اتمسفر می‌شود تصعید آمونیاک نامیده می‌شود. تصعید آمونیاک یکی از مهم‌ترین راه‌های هدر رفت نیتروژن از زمین‌های کشاورزی است که یک تهدید برای جهان به شمار می‌آید (۱۶ و ۲۹) زیرا آمونیاک اثرات منفی زیادی بر روی محیط زیست دارد. تصعید آمونیاک، نیتروژن قابل دسترس گیاه و نسبت N/P در کودهای دامی را کاهش داده و در نتیجه تجمع فسفر در خاک‌ها را تسریع می‌کند، همچنین در فرایندهای بی‌هوازی شرکت کرده و سهم نیتروژن اکوسیستم را کاهش می‌دهد (۱). آمونیاک، ذرات معلق در هوا که قطر کمتر یا مساوی ۲/۵ میکرومتر دارند ($PM_{2.5}$) را می‌سازد و نیز می‌تواند از طریق واکنش با سولفید باعث ایجاد آلاینده‌های دیگر شود که نگرانی‌هایی را برای سلامتی انسان و محیط زیست ایجاد می‌کنند، استنشاق این ذرات ($PM_{2.5}$) بر بافت ریه تأثیر می‌گذارد و خطر ابتلا به سرطان ریه را افزایش می‌دهد. سولفات آمونیوم و نیترات آمونیوم دو نوع $PM_{2.5}$ هستند که در اثر تصعید آمونیاک به وجود می‌آیند (۱۴). بیشترین مقدار تصعید آمونیاک از کودهای بکار برده شده در زمین‌های زراعی صورت می‌گیرد و این هدر رفت می‌تواند به ۹۵ درصد از مقدار کل نیتروژن کود نیز برسد. لذا فعالیت‌های کشاورزی (استفاده از کودهای حیوانی و شیمیایی) به عنوان منابع اصلی انتشار آمونیاک به اتمسفر شناخته شده‌اند. تحقیقات بسیاری نشان دادند که مقدار تصعید آمونیاک از شالیزارها ۱۰ تا ۶۰ درصد نیتروژن به کار برده شده در خاک می‌باشد (۱۲، ۲۵ و ۲۷). از جمله

۱، ۲ و ۳- به‌ترتیب دانشجوی دکتری، استاد و دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان
(*-نویسنده مسئول: Email: t.mansouri2010@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.50465

عوامل موثر بر تبخیر آمونیاک از خاک می‌توان به میزان دما، سرعت باد، بارندگی، زمان و مقدار مصرف کودهای شیمیایی و دامی، ویژگی‌های خاک و کود نیتروژن اشاره نمود. با افزایش pH خاک هدر رفت آمونیاک از طریق واکنش زیر افزایش می‌یابد:



$$NH_4^+ + OH^- \leftrightarrow NH_3 + H_2O$$

ارنست و مسی (۵) بیان کردند که تبخیر آمونیاک در خاک‌های آهکی با افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک کاهش یافت. غلظت بالای ماده آلی خاک و بقایای گیاهی سرعت هیدرولیز اوره و تصعید آمونیاک از خاک را افزایش می‌دهد (۱۰و ۲۸). ویژگی‌های کود مثل مقدارنیتروژن کل، مقدار نیتروژن آمونیومی، نوع آنیون موجود در کود و درصد ماده خشک و همچنین روش کاربرد کود نقش مهمی را در تصعید آمونیاک از کودهای به کار برده شده در خاک ایفا می‌کنند. مقدار هدررفت آمونیوم از خاک در اثر کاربرد کودهای بر پایه آمونیاک بستگی به غلظت یون هیدروژن تولید شده از واکنش آنها با کلسیم کربنات خاک دارد، لذا در کود فسفات آمونیوم بیش از سولفات آمونیوم و آن نیز بیش از نیترات آمونیوم می‌باشد. عموماً در کودهای مایع سرعت هدر رفت آمونیاک بیشتر از کودهای جامد می‌باشد (۲۲). لارسن و جانری (۱۱) تأثیر کود سولفات آمونیوم، نیترات آمونیوم و آمونیوم فسفات بر مقدار تصعید آمونیاک از یک خاک آهکی با pH= ۷/۷ را بررسی و اظهار نمودند که تصعید آمونیاک از کود سولفات آمونیوم بیشتر از نیترات آمونیوم و دی آمونیوم فسفات بود. کلر و منگل (۹) تأثیر کود اوره، نیترات آمونیوم و اوره + نیترات آمونیوم بر مقدار تصعید آمونیاک از یک خاک لوم سیلتی با pH= ۵/۵ بررسی و اظهار نمودند که تصعید آمونیاک از کود اوره بیشتر از دو کود دیگر بود (۹). در تحقیقی لایتنر و همکاران (۱۳) تأثیر کود اوره، نیترات آمونیوم و اوره + نیترات آمونیوم بر مقدار تصعید آمونیاک از یک خاک لوم سیلتی غیر آهکی با pH= ۶ را بررسی نموده و مشاهده نمودند که تصعید آمونیاک از کود اوره + نیترات آمونیوم بیشتر از کود اوره و کود نیترات آمونیوم بود. فن و کیسل (۷) گزارش کردند که تصعید آمونیاک از خاک با افزایش مقدار کربنات کلسیم افزایش یافت. در پژوهشی که توسط مارتنز و برمنر (۱۵) انجام گرفت تأثیر خصوصیات مختلف خاک بر تصعید آمونیاک از۲۰ نوع خاک تیمار شده با اوره به مدت ۱۰ روز و در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد بررسی شد. نتایج نشان داد که تصعید آمونیاک از خاک‌های تیمار شده با اوره، با مقدار شن، کربنات کلسیم معادل و واکنش خاک (بعد از خوابانیدن با اوره) همبستگی مثبت داشت.

در پژوهشی چوی و همکاران (۳) در بررسی تأثیر ترکیب ۱۵۰ میلی‌گرم کود اوره در کیلوگرم خاک با مقادیر مختلف کمپوست (صفر، ۴/۹، ۹/۸ و ۱۴/۶ گرم کمپوست خشک شده در کیلوگرم خاک) بر مقدار تصعید آمونیاک از خاک مشاهده نمودند که تصعید آمونیاک با افزایش مقدار کمپوست افزایش یافت. واکنش خاک نیز از ۷ (در تیمار بدون کمپوست) به ۷/۶ (در تیمار دارای اوره و ۱۴/۶ میلی‌گرم در کیلوگرم کمپوست) افزایش یافت. آن‌ها بیان کردند که مواد آلی موجود در کمپوست با تحریک رشد میکروب‌ها هیدرولیز اوره را تحریک نموده و واکنش خاک را افزایش داده‌اند که این امر سبب افزایش تصعید آمونیاک شده است. آسیا بزرگ‌ترین تولید کننده NH_3 اتمسفری می‌باشد ($۲۲/۱Tg.N.yr^{-1}$)، اما تحقیقات کمی بر روی تصعید آمونیاک در این منطقه از جهان و مخصوصاً ایران صورت گرفته است. لذا این پژوهش با هدف بررسی تاثیر سطح کربنات کلسیم خاک، سطح کاربرد بقایای گیاهی و همچنین نوع و مقدار کودهای نیتروژنی بر مقدار هدررفت نیتروژن به‌صورت آمونیاک از خاک صورت گرفت.

مواد و روش‌ها

آزمایش اول: سه نمونه خاک که تفاوت عمده آن‌ها در مقدار کربنات کلسیم بود از اعماق مختلف یک پروفیل تهیه گردیدند. نمونه خاک‌ها به آزمایشگاه منتقل و در هوای آزاد خشک گردیدند. پس از عبور دادن خاک از الک دو میلیمتر، برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن توسط روش‌های استاندارد تعیین شد. بافت خاک به روش هیدرومتری (۴)، پ–هاش و هدایت الکتریکی خاک در عصاره گل اشباع تعیین شدند. اندازه‌گیری درصد کربن آلی خاک به روش والکلی و بلک (۲۶)، درصد کربنات کلسیم معادل با روش تیتراسیون برگشتی (۲۰) و نیتروژن کل خاک با استفاده از هضم کجلدال (۲) صورت گرفت (جدول ۱).

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد استفاده
Table 1-Selected Physico-chemical properties of the soil used in the experiment

ویژگی‌های خاک Soil properties	خاک۱ Soil 1	خاک۲ Soil 2	خاک۳ Soil 3
واکنش pH	7.64	7.66	7.68
هدایت الکتریکی EC (dS/m)	0.6	0.504	0.373
شن Sand%	20.756	17.22	16.069
سیلت Silt%	43.869	40.698	37.982
رس Clay%	35.37	42.076	45.949
کربنات کلسیم معادل $CaCO_3$%	20	27	35
کربنات کلسیم فعال active $CaCO_3$%	1.05	0.925	1.9
نیتروژن کل N total%	0.044	0.041	0.033
کربن آلی OC%	0.34	0.53	0.32

خاک‌های مورد استفاده در این آزمایش به ترتیب دارای ۲۰، ۲۷ و ۳۵ درصد کربنات کلسیم بودند.

آزمایش دوم: این تحقیق فقط بر روی خاک شماره یک مورد استفاده در آزمایش اول انجام شد و با افزودن مقادیر مختلف بقایای

گیاه یونجه در اندازه ۱-۲ میلی‌متر به آن (صفر، ۲/۵ و ۵ درصد جرمی)، خاک‌هایی با ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی مشابه ولی مقدار ماده آلی متفاوت تهیه گردیدند. ویژگی‌های بقایای گیاهی مورد استفاده در جدول ۲ آورده شده است.

جدول ۲- ویژگی‌های بقایای گیاهی مورد استفاده

Table 2-Selected properties of the alfalfa residue used in the experiment

ویژگی‌های شیمیایی Chemical propertice	واکنش pH	هدایت الکتریکی EC (dS/m)	کربن آلی OC%	نیتروژن کل total N %
بقایای گیاه یونجه Alfaalfa residue	7.15	6.5	38	2.98

مقدار pH و EC در نسبت ۵:۱ بقایای یونجه به آب مقطر تعیین شد

pH and EC were determined in 1:5 ratio of alfalfa residue and solution

در هر دو آزمایش از چهار منبع کود نیتروژنی و در سه سطح استفاده گردید که سطوح نیتروژن مصرفی عبارت بودند از صفر، ۲۰۰ و ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار که از منابع کود اوره (۴۶ درصد نیتروژن)، کود سولفات آمونیوم (۲۱درصد نیتروژن)، کود نیترات آمونیوم (۳۲ درصد نیتروژن) و اوره-اسید (مخلوط کود اوره + اسید سولفوریک،۳۳ درصد نیتروژن) تأمین و مصرف گردیدند. در انتخاب سطوح نیتروژن مصرفی سعی بر آن شد که مقادیر انتخابی دامنه خوبی را پوشش داده و تاثیر مقادیر بالای نیتروژن بر مقدار تصعید آن نیز بررسی شود. آزمایش‌ها به‌صورت مجزا و فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی و در سه تکرار و با ۳۶ تیمار و ۱۰۸ واحد آزمایشی به مدت ۲۵ روز در دمای ثابت ۳۰ درجه سلسیوس اجرا گردیدند.

هر تیمار آزمایشی شامل ۲۰۰ گرم خاک بود. کودهای مورد استفاده به صورت محلول به نمونه‌های خاک اضافه شدند و رطوبت آن‌ها به حد رطوبت ظرفیت مزرعه رسانده شد و نمونه‌ها درون جارهای مخصوص قرار داده شدند. درب هر جار دارای یک مجرای ورودی و یک مجرای خروجی بود (شکل۱).

شکل۱- نمایی از واحدهای آزمایشی

Figure 1- A view of the experimental units

هوای تولید شده به وسیله پمپ دمنده از طریق مجرای ورودی وارد جارها می‌شد و گاز آمونیاک متصاعد شده از خاک از طریق مجرای خروجی جار خارج و در ظرف حاوی ۲۰ میلی‌لیتر اسید بوریک (۰/۵ درصد) که سه قطره معرف مخلوط برومو کروموزو گرین و متیل رد به آن اضافه شده بود جمع‌آوری می‌شد. زمانی که رنگ محلول اسید بوریک از قرمز به سبز تغییر یافت محتویات ارلن و بورات آمونیوم تشکیل شده با اسید سولفوریک ۰/۰۱ نرمال تیتر گردید و حجم اسید مصرفی یادداشت شد. سپس با استفاده از رابطه زیر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به صورت آمونیاک محاسبه گردید:

معادله ۱:

$$A = V_a \times N_a \times 14$$

A = میلی‌گرم نیتروژن تصعید شده از نمونه خاک به صورت آمونیاک

V_a = حجم اسید سولفوریک مصرفی

N_a = نرمالیته اسید سولفوریک

نتایج حاصل از اندازه‌گیری‌های مختلف به وسیله نرم‌افزار رایانه‌ای

MSTATC مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفتند و جداول تجزیه واریانس تشکیل شدند. مقایسه میانگین‌ها به وسیله آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال یک درصد انجام پذیرفت و نمودارها به کمک نرم افزار رایانه‌ای Excel ترسیم گردیدند.

نتایج و بحث

آزمایش اول

تأثیر نوع کود بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۳).

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس اثر نوع کود، سطوح مختلف نیتروژن مصرفی و مقدار کربنات کلسیم خاک بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به صورت آمونیاک

Table 3- Analysis of variance effect of type of fertilizer, different levels of nitrogen and calcium carbonate concentration of the soil on the nitrogen volatilization from soil as ammonia

منابع تغییر Sources of variation	درجه آزادی Degree of freedom	میانگین مربعات mean of squares میکروگرم نیتروژن بر گرم خاک (µg N. g soil)
نوع کود Type of fertilizer	3	45.571**
سطح نیتروژن Rate of Nitrogen	2	171.065**
سطح کربنات کلسیم Calcium carbonate concentration	2	2006.439**
نوع کود × سطح نیتروژن Type of fertilizer* Rate of Nitrogen	6	16.374**
نوع کود × سطح کربنات کلسیم Type of fertilizer* Calcium carbonate concentration	6	13.088**
سطح نیتروژن × سطح کربنات کلسیم Rate of Nitrogen* Calcium carbonate concentration	4	71.171**
نوع کود × سطح نیتروژن× سطح کربنات کلسیم Type of fertilizer* Rate of Nitrogen* Calcium carbonate concentration	12	4.720**
خطای آزمایشی Experimental error	72	0.235
ضریب تغییرات (٪) Source of variation	-	4.94

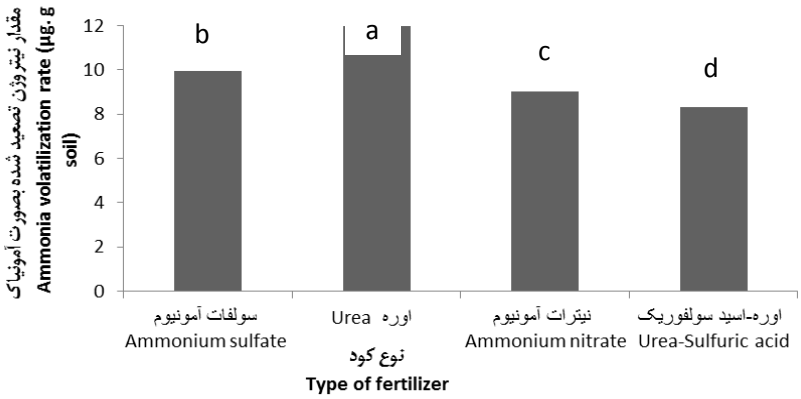
**P < 0.01

بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک به مقدار ۱۱/۹۹ میکروگرم در گرم خاک از مصرف کود اوره و کم‌ترین میزان آن به مقدار ۸/۳۱ میکروگرم در گرم خاک از مصرف کود اوره- اسید سولفوریک به‌دست آمد (شکل ۲).

پ-هاش بالای کود می‌تواند سرعت تصعید آمونیاک از خاک را افزایش دهد (۲۴). زیرا بعد از مصرف آن پ-هاش خاک سریعاً افزایش یافته و شرایط برای تصعید آمونیاک مهیا می‌گردد. به‌همین دلیل مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک با مصرف کود اوره بیش از سایر کودها است. اضافه کردن اسید سولفوریک به کود اوره قبل از مصرف آن در خاک (کود اوره-اسید سولفوریک)، باعث کاهش پ-هاش خاک شده و تصعید آمونیاک از آن‌را کاهش می‌دهد. این نتیجه با نتایج روزلیزا و همکاران (۲۳) مطابقت دارد.

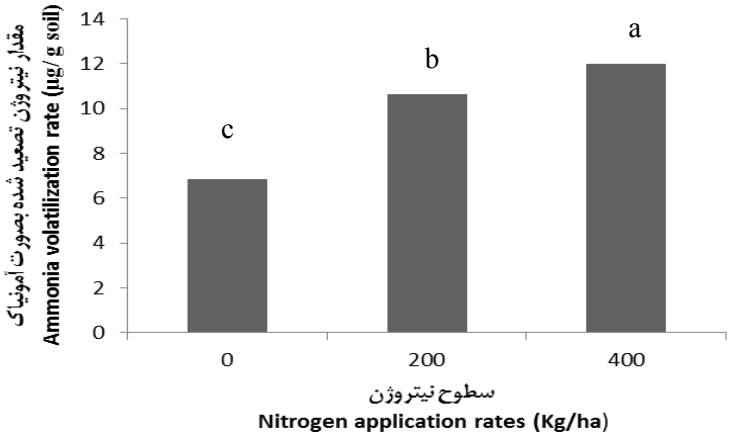
تأثیر سطوح مختلف نیتروژن مصرفی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک به مقدار ۱۱/۹۹ میکروگرم در گرم خاک از سطح مصرف ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به‌دست آمد (شکل ۳).

در پژوهشی توفیق (۲۹) اثر مقادیر متفاوت کود اوره بر تصعید آمونیاک از شالیزاری در چین را بررسی کرد. تیمارهای آزمایشی شامل سطوح صفر ، ۹۰ ، ۱۸۰، ۲۷۰ و ۳۶۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بود. نتایج آزمایش او نشان داد که با افزایش مقدار کود نیتروژنی تصعید آمونیاک افزایش یافت و با افزایش مقدار نیتروژن به کار برده شده از صفر تا ۳۶۰ کیلوگرم در هکتار ۱۱ تا ۱۶ درصد از نیتروژن مصرفی از طریق تصعید آمونیاک به هدر رفت.



شکل ۲- تأثیر نوع کود بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Figure 2- The effect of type of fertilizer on the amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia during 25 days of incubation



شکل ۳- تأثیر سطوح مختلف نیتروژن مصرفی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

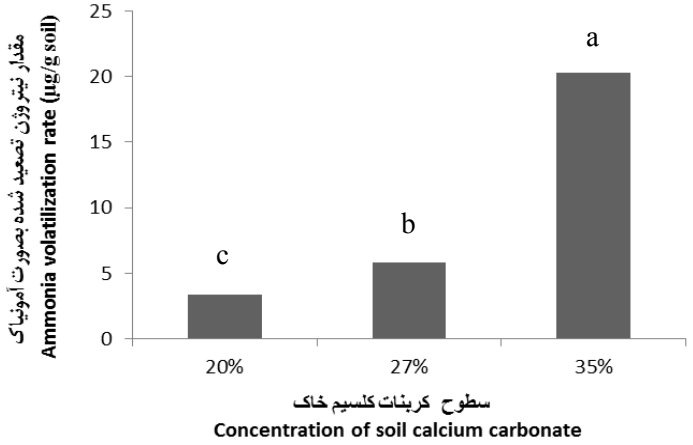
Figure 3– The effect of rate of application of nitrogen on the amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia

تأثیر سطوح مختلف کربنات کلسیم خاک بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول۳). با افزایش مقدار کربنات کلسیم خاک میزان نیتروژن تصعید شده از خاک به صورت آمونیاک افزایش یافت به طوری که کم‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده از خاک به صورت آمونیاک، از خاک با ۲۰ درصد کربنات کلسیم به مقدار ۳/۳۸ میکروگرم در گرم خاک به‌دست آمد و بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده از خاک به صورت آمونیاک نیز در خاک با ۳۵ درصد کربنات کلسیم به میزان ۲۰/۲۹ میکروگرم در گرم خاک اندازه‌گیری گردید (شکل ۴).

با افزایش میزان آهک خاک به مقدار ۱۵ درصد، میزان نیتروژن تصعید شده به صورت آمونیاک شش برابر گردید. حضور کربنات کلسیم در خاک باعث بالا رفتن پ-هاش شده و مقدار تصعید آمونیاک از خاک را طبق معادله زیر افزایش می‌دهد (۸).

$$NH_4^+ + OH^- \leftrightarrow NH_3 + H_2O$$

اثر متقابل نوع کود و سطوح نیتروژن مصرفی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول۳). بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک به مقدار ۱۶/۰۳ میکروگرم در گرم خاک از کاربرد ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و از منبع کود اوره به‌دست آمد و کم‌ترین میزان آن نیز از تیمار شاهد (فاقد هر نوع کود نیتروژنه) به مقدار ۶/۸۴۲ میکروگرم در گرم خاک به‌دست آمد (جدول ۴).



شکل ٤- تأثیر سطوح مختلف کربنات کلسیم خاک بر مقدار نیتروژن تصعید شده ازخاک به‌صورت آمونیاک

Figure 4– The effect of concentration of soil calcium carbonate on the amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia

جدول ٤- اثر متقابل نوع کود و سطوح نیتروژن مصرفی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Table 4- Interaction of type of fertilizer and nitrogen levels on the amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia

سطوح نیتروژن Rate of nitrogen (kg/ha)	نوع کود Type of fertilizer: اوره Urea	سولفات آمونیم Ammonium sulfate	نیترات آمونیوم Ammonium nitrate	اوره- اسید سولفوریک Urea- Sulfuric acid
	میکروگرم نیتروژن در گرم خاک (µg N/g soil)			
0	6.842 g	6.842 g	6.842 g	6.842 g
200	13.08 b	10.68 d	9.107 e	9.672 e
400	16.03 a	12.34 c	11.18 d	8.418 f

اثر متقابل نوع کود و سطوح مختلف کربنات کلسیم خاک بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک به مقدار ۲۴/۶۱ میکروگرم در گرم خاک از خاک داری ۳۵ درصد کربنات کلسیم و کود اوره به‌دست آمد. مقدار تصعید آمونیاک از خاک‌های تیمار شده با کود اوره- اسید سولفوریک در مقایسه با خاک‌های تیمار شده با کود اوره معمولی در سطوح یکسان کربنات کلسیم کمتر بود (جدول ۵).

جدول ٥- اثر متقابل نوع کود و سطوح مختلف کربنات کلسیم خاک بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Table 5- Interaction of type of fertilizer and concentration of soil calcium carbonate on the amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia

سطوح کربنات کلسیم خاک Calcium carbonate concentration (%)	نوع کود Type of fertilizer: اوره Urea	سولفات آمونیم Ammonium sulfate	نیترات آمونیوم Ammonium nitrate	اوره- اسید سولفوریک Urea- Sulfuric acid
	میکروگرم نیتروژن در گرم خاک (µg N/g soil)			
20	4.375h	3.225i	2.933i	2.975 i
27	6.97e	5.818f	5.458gf	4.972g
35	24.64 a	20.82b	18.73c	16.99 d

در سطح مشخصی از کربنات کلسیم بیشترین مقدار آمونیاک تصعید شده مربوط به کود اوره بود. همچنین در همه انواع کود با افزایش سطح کربنات کلسیم خاک از ۲۰ به ۲۷ درصد مقدار هدر رفت نیتروژن از خاک بصورت گاز آمونیاک به مقدار کمی افزایش

یافت ولی با افزایش بیشتر سطح کربنات کلسیم (از ۲۷ به ۳۵ درصد) مقدار هدررفت نیتروژن به مقدار زیادی افزایش یافت و این مقدار افزایش بیشتر از مقدار افزایش اولیه بود.

اثر متقابل سطوح مختلف نیتروژن مصرفی و مقدار کربنات کلسیم خاک بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده به‌صورت آمونیاک به مقدار ۲۴/۹۸ میکروگرم در گرم خاک از کاربرد ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در خاک دارای ۳۵ درصد کربنات کلسیم به‌دست آمد (جدول ۶).

جدول ٦- اثر متقابل سطوح مختلف نیتروژن مصرفی و کربنات کلسیم خاک بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Table 6- Interaction of rate of application of nitrogen and concentration of soil calcium carbonate on the amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia

سطوح نیتروژن Rate of nitrogen (kg/ha)	سطوح کربنات کلسیم خاک (درصد) Calcium carbonate concentration (%)		
	20	27	35
	میکروگرم نیتروژن در گرم خاک (µg N/g soil)		
0	2.35 h	4.79 f	13.39 c
200	3.406 g	6.004 e	22.49 b
400	4.375f	6.62 d	24.98 a

جدول ۷- اثر متقابل نوع کود، سطوح نیتروژن مصرفی و مقدار کربنات کلسیم خاک بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Table 7- Interaction of type of fertilizer , rate of application of nitrogen and concentration of soil calcium carbonate on amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia

نوع کود و سطوح نیتروژن Type of fertilizer and rates of N	سطوح کربنات کلسیم (درصد) Calcium Carbonate concentration (%)		
	20	27	35
	میکروگرم نیتروژن در گرم خاک (µ N.g soil)		
شاهد Blank	2.35 r	4.79 lmn	13.39g
۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود اوره 200 Kg N/ha from Urea	4.525mn	7.47 i	27.25 b
۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود اوره 400 Kg N/ha from Urea	6.25 jk	8.65 h	33.21a
شاهد Blank	2.35r	4.79 lmn	13.39g
۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود سولفات آمونیوم 200 Kg N/ha from Ammonium sulfate	3.05 pqr	5.7 jkl	23.19 d
۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود سولفات آمونیوم 400 Kg N/ha from Ammonium sulfate	4.275 mno	6.865 ij	25.89 c
شاهد Blank	2.35r	4.79 lmn	13.39g
۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود نیترات آمونیوم 200 Kg N/ha from Ammonium nitrate	2.6 qr	5.37 klm	19.35e
۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود نیترات آمونیوم 400 Kg N/ha from Ammonium nitrate	3.85 nop	6.215jk	23.46 d
شاهد Blank	2.35r	4.79 lmn	13.39g
۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود اوره- اسید سولفوریک 200 Kg N/ha from Urea-Sulfuric acid	3.45opq	5.375klm	20.19 e
۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود اوره- اسید سولفوریک 400 Kg N/ha from Urea-Sulfuric acid	3.125 pqr	4.75 lmn	17.38 f

در سطح مشخصی از کربنات کلسیم با افزایش سطوح نیتروژن مقدار هدر رفت نیتروژن از خاک بصورت گاز آمونیاک افزایش یافت همچنین در سطح مشخصی از نیتروژن با افزایش سطح کربنات کلسیم خاک از ۲۰ به ۲۷ درصد مقدار هدر رفت نیتروژن از خاک بصورت گاز آمونیاک به مقدار کمی افزایش یافت ولی با افزایش بیشتر سطح کربنات کلسیم (از ۲۷ به ۳۵ درصد) مقدار هدررفت نیتروژن به مقدار زیادی افزایش یافت و این مقدار افزایش بیشتر از مقدار افزایش اولیه بود.

اثر متقابل نوع کود، سطوح نیتروژن مصرفی و مقدار کربنات کلسیم خاک بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده به‌صورت آمونیاک به مقدار ۳۳/۲۱ میکروگرم در گرم خاک از کاربرد ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود اوره و در خاک دارای ۳۵ درصد کربنات کلسیم به‌دست آمد. کم‌ترین مقدار آن(۲/۳۵ میکروگرم نیتروزن در گرم خاک) نیز در خاک دارای ۲۰ درصد کربنات کلسیم و فاقد هر نوع کود نیتروژنه اندازه‌گیری گردید (جدول ۷).

آزمایش دوم

تأثیر نوع کود بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول۸).

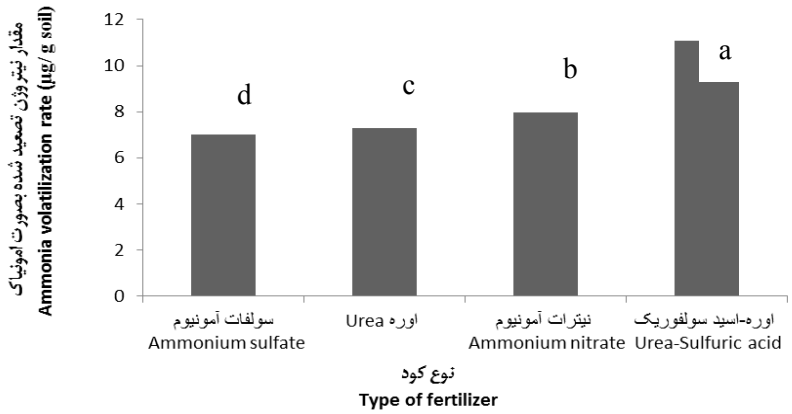
جدول ۸- نتایج تجزیه واریانس تأثیر نوع کود، مقدار نیتروژن مصرفی و سطح بقایای گیاهی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Table 8- Analysis of variance effect of type of fertilizer, different levels of nitrogen and plant residue content on the nitrogen volatilization from soil as ammonia

منابع تغییر Sources of variation	درجه آزادی Degree of freedom	میانگین مربعات mean of square میکروگرم نیتروژن در گرم خاک (µ N.g soil)
نوع کود Type of fertilizer	3	93.865**
سطح نیتروژن Rate of Nitrogen	2	694.416**
سطح بقایای گیاهی Level of plant residue	2	1415.644**
نوع کود × سطح نیتروژن Type of fertilizer* Rate of Nitrogen	6	24.933**
نوع کود × سطح بقایای گیاهی Type of fertilizer* Level of plant residue	6	85.111**
سطح نیتروژن × سطح بقایای گیاهی Rate of Nitrogen* Level of plant residue	4	68.504**
نوع کود × سطح نیتروژن × سطح بقایای گیاهی Type of fertilizer* Rate of Nitrogen* Level of plant residue	12	22.751**
خطای آزمایشی Experimental error	72	0.000139
ضریب تغییرات (٪) Source of variation	-	5.18

**P < 0.01

بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده به صورت آمونیاک به مقدار ۱۱/۰۷ میکروگرم در گرم خاک از کود اوره- اسید ولفوریک و کم‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده به مقدار ۷/۰۳ میکروگرم در گرم خاک از کود سولفات آمونیوم به‌دست آمد (شکل۵). از نظر تئوریکی همه کودهای بر پایه آمونیوم پتانسیل هدررفت نیتروژن بصورت تبخیر را دارا هستند، اما خصوصیت ویژه هر کود و نوع واکنش آن با خاک سبب تفاوت در میزان تبخیر آمونیاک از آن کود می‌شود.

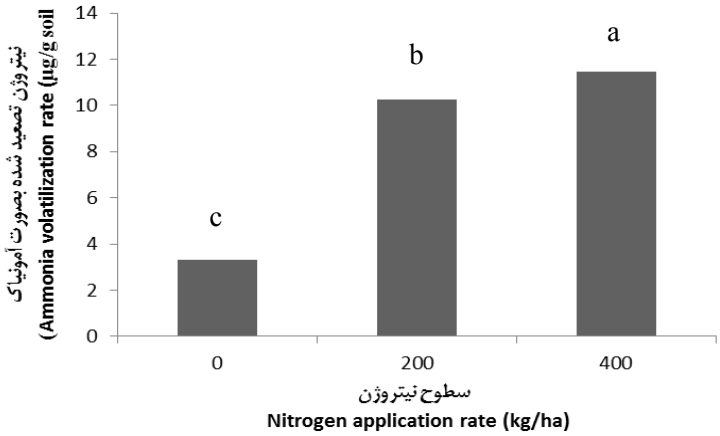


شکل ۵- تأثیر نوع کود بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Figure 5- The effect of type of fertilizer on the amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia

در پژوهشی که توسط میر و همکاران (۱۷) انجام شد تأثیر کود اوره، نیترات آمونیوم، سولفات آمونیوم و اوره- نیترات آمونیوم بر مقدار تصعید آمونیاک از یک خاک آهکی با pH= ۷/۸ بررسی شد و نتایج نشان داد که بیشترین درصد آمونیاک تصعید شده از کاربرد کود اوره‌نیترات آمونیوم (۲۱ درصد) و کم‌ترین مقدار آن از کاربرد کود نیترات آمونیوم (۵ درصد) بدست آمد. لارسن و جانری (۱۱) تأثیر کود سولفات آمونیوم، نیترات آمونیوم و فسفات آمونیوم را بر مقدار تصعید آمونیاک از یک خاک آهکی با pH= ۷/۷ بررسی و اظهار نمودند که تصعید آمونیاک از کود سولفات آمونیوم بیشتر از نیترات آمونیوم و دی آمونیوم فسفات بود. کلر و منگل (۹) تأثیر کود اوره، نیترات آمونیوم و اوره + نیترات آمونیوم را بر مقدار تصعید آمونیاک از یک خاک لوم سیلتی با pH= ۵/۵ بررسی و اظهار نمودند که تصعید آمونیاک از کود اوره بیشتر از دو کود دیگر بود. در تحقیقی لایتنر و همکاران (۱۳) تأثیر کود اوره، نیترات آمونیوم و اوره + نیترات آمونیوم را بر مقدار تصعید آمونیاک از یک خاک لوم سیلتی با pH= ۶ را بررسی و نشان دادند که تصعید آمونیاک از کود اوره + نیترات آمونیوم بیشتر از کود اوره و کود نیترات آمونیوم بود.

تأثیر سطوح مختلف نیتروژن بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول۸). بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده به‌صورت آمونیاک به مقدار ۱۱/۴۶ میکروگرم در گرم خاک از سطح مصرف ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بدست آمد. با افزایش سطح نیتروژن مصرفی از صفر به ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار، ۱۵/۳۴ درصد از نیتروژن مصرفی هدر رفت و مقدار تصعید آمونیاک افزایش یافت (شکل ۶).



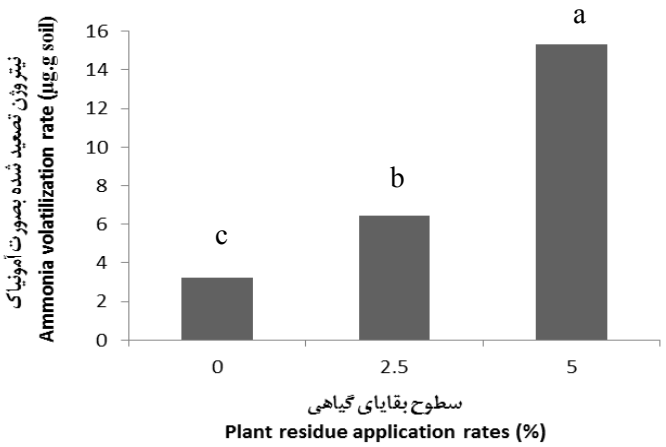
شکل ٦-تأثیر سطوح مختلف نیتروژن مصرفی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Figure 6- The effect of rate of application of nitrogen on the amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia

ماگاشا و پلاس (۱۹) نیز در بررسی تأثیر مقادیر مختلف کود اوره (صفر، ۲۰۰ و ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار) بر مقدار تصعید آمونیاک از خاک به این نتیجه رسیدند که با افزایش مقدار کود، تصعید آمونیاک از خاک افزایش یافت و بیشترین مقدار آن از سطح

۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بدست آمد.

تأثیر کاربرد بقایای گیاهی یونجه بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۸). نتایج نشان داد که با افزایش سطح کاربرد بقایای گیاهی یونجه میزان نیتروژن تصعید شده افزایش یافت (شکل ۷). بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده به‌صورت آمونیاک به مقدار ۱۵/۳۴ میکروگرم در گرم خاک از سطح ۵ درصد بقایای یونجه بدست آمد. با افزایش ۲/۵ درصدی میزان کاربرد بقایای یونجه در تیمار شاهد، تصعید نیتروژن از خاک به‌صورت آمونیاک به میزان ۳/۲۴ میکروگرم در گرم خاک افزایش یافت و با افزایش آن از ۲/۵ به ۵ درصد، تصعید نیتروژن به مقدار ۸/۸۸ میکروگرم در گرم خاک افزایش یافت.



شکل ۷- تأثیر سطوح مختلف بقایای گیاهی افزوده شده به خاک بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Figure 7- The effect of different levels of plant residue on the amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia

با افزودن بقایای گیاه یونجه به خاک مقدار نیتروژن کل خاک و جمعیت ریزجانداران افزایش یافته و ترکیبات آلی نیتروژنی و پروتئین‌های گیاهی موجود در بقایای گیاه یونجه تبدیل به آمونیاک شده و غلظت آن در محلول خاک افزایش می‌یابد. این امر شرایط را برای تصعید بیشتر آمونیاک از خاک فراهم می‌آورد. فعالیت آنزیم اوره آز نیز با افزایش فعالیت بیولوژیکی افزایش می‌یابد و باعث افزایش هیدرولیز اوره و تصعید آمونیاک می‌شود به همین دلایل تصعید آمونیاک افزایش می‌یابد (۱۰و ۲۱).

افزایش میزان تصعید آمونیاک از خاک با افزایش میزان ماده آلی خاک با نتایج چوی و همکاران (۳) مطابقت دارد. وایت هد و همکاران (۳۱) نیز با افزودن مقادیر مختلف بقایای گیاه گرامینه به خاک، به نتایج مشابهی دست یافتند.

اثر متقابل نوع کود و سطوح نیتروژن مصرفی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار شد (جدول ۸). بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک به مقدار ۱۵/۸۴ میکروگرم در گرم خاک از کاربرد ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن از منبع کود اوره- اسید سولفوریک به‌دست آمد و کم‌ترین میزان آن نیز از تیمار شاهد (فاقد هر نوع کود نیتروژنی) به مقدار ۳/۳۱۷ میکروگرم در گرم خاک به‌دست آمد (جدول ۹).

جدول ۹- اثر متقابل نوع کود و سطوح نیتروژن مصرفی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Table 9- Interaction of type of fertilizer and nitrogen levels on the amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia

سطوح نیتروژن (کیلوگرم در هکتار) Rate of nitrogen (kg/ha)	نوع کود Type of fertilizer			
	اوره Urea	سولفات آمونیوم Ammonium sulfate	نیترات آمونیوم Ammonium nitrate	اوره- اسید سولفوریک Urea- Sulfuric acid
	میکروگرم نیتروژن در گرم خاک (µ N.g soil)			
0	3.317g	3.317g	3.317g	3.317g
200	9.002 ef	8.334f	9.302de	14.05b
400	9.499 de	9.138 de	11.35c	15.84a

اثر متقابل نوع کود نیتروژن مصرفی و سطوح کاربرد بقایای گیاهی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۸). بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده به صورت آمونیاک به مقدار ۲۲/۴۶ میکروگرم در گرم خاک، از کاربرد ۵ درصد بقایای گیاهی و کود اوره- اسید سولفوریک بدست آمد و کم‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده به مقدار ۱/۳۶ میکروگرم در گرم خاک نیز به عدم کاربرد بقایای گیاهی و کاربرد کود اوره- اسید سولفوریک تعلق داشت (جدول ۱۰).

جدول ۱۰- اثر متقابل نوع کود نیتروژن مصرفی و سطوح کاربرد بقایای گیاهی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Table 10- Interaction of type of fertilizer and application levels of plant residue on the amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia

سطوح بقایای گیاهی (درصد) Level of plant residue (%)	نوع کود Type of fertilizer			
	اوره Urea	سولفات آمونیم Ammonium sulfate	نیترات آمونیوم Ammonium nitrate	اوره- اسید سولفوریک Urea- Sulfuric acid
	میکروگرم نیتروژن در گرم خاک (µg N/g soil)			
0	4.331g	3.913h	3.288i	1.366 j
2.5	5.018f	4.869f	6.573e	9.378d
5	12.47c	12.31c	14.1b	22.46a

نتایج جدول ۱۰ نشان داد که در صورت عدم کاربرد بقایای گیاه یونجه، بیشترین میزان هدررفت نیتروژن از خاک بصورت گاز آمونیاک از مصرف کود اوره و کمترین مقدار آن از مصرف کود اوره-اسید سولفوریک حاصل می‌شود ولی در حضور بقایای گیاه یونجه مصرف کود اوره-اسید سولفوریک سبب بیشترین میزان هدررفت گاز آمونیاک از خاک می‌گردد. ترتیب میزان هدررفت نیتروژن بصورت گاز آمونیاک با مصرف کودهای نیتروژن و در صورت عدم کاربرد بقایای گیاهی بصورت اوره>سولفات آمونیوم>نیترات آمونیوم> اوره-اسید سولفوریک و با کاربرد بقایای گیاهی بصورت اوره-اسید سولفوریک > نیترات آمونیوم> اوره > سولفات آمونیوم بود.

پتانسیل تولید آمونیاک از کود عمدتا توسط میزان پ-هاش محلول کودی آزاد شده و خاک تعیین می‌شود. کودهای اوره-اسید سولفوریک، آمونیوم نیترات و آمونیوم سولفات وقتی با خاک واکنش می‌دهند محلولی با اسیدیته کم تولید می‌کنند، لذا میزان تبخیر آمونیاک از آنان زیاد نیست. اما وقتی کود اوره به خاک اضافه می شود توسط آنزیم اوره‌آز هیدرولیز شده و تولید آمونیوم کربنات کرده و پ-هاش خاک افزایش می‌یابد. آمونیوم کربنات بسیار ناپایدار بوده، به سرعت تجزیه شده و مطابق رابطه زیر گاز آمونیاک تولید می‌کند (۱۸):

$$(NH_2)_2CO + 2H_2O \rightarrow (NH_4)_2CO_3$$
$$(NH_4)_2CO_3 + 2H^+ \rightarrow 2NH_4^+ + CO_2 + H_2O$$
$$NH_4^+ + OH^- \rightarrow NH_3 + H_2O \ (pK_a = 9.3)$$

در حالت کاربرد بقایای گیاهی: کود اوره با افزایش پ-هاش خاک سبب کاهش فعالیت ریزجانداران خاکزی شده و بدین‌ترتیب سرعت تجزیه بقایای گیاهی و تولید آمونیاک از آنان و متعاقبا میزان تبخیر آمونیاک کاهش می‌یابد. با اضافه کردن اسید به کود اوره، شرایط برای فعالیت ریزجانداران مساعد شده و بقایای گیاهی با سرعت بیشتری تجزیه می‌شوند در نتیجه غلظت آمونیوم در محلول خاک افزایش می‌یابد. به همین دلیل تصعید آمونیاک از مخلوط کود اوره با اسید سولفوریک بیشتر از اوره و سایر کودهای نیتروژنی مورد آزمایش بود (۶ و ۳۰).

اثر متقابل سطوح مختلف نیتروژن و بقایای گیاهی مصرفی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به صورت آمونیاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۸). بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک به مقدار ۲۰/۴۴ میکروگرم در گرم خاک از کاربرد ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در خاک دارای ۵ درصد بقایای گیاه یونجه به‌دست آمد و کم‌ترین مقدار آن نیز به تیمار فاقد نیتروژن و بقایای گیاهی تعلق داشت (جدول ۱۱).

نتایج جدول ۱۱ نشان داد که در هر سطحی از نیتروژن مصرفی با افزایش مقدار مصرف بقایای گیاهی، مقدار هدررفت نیتروژن از خاک بصورت گاز آمونیاک افزایش یافت همچنین در سطح مشخصی از بقایای گیاهی با افزایش سطح نیتروژن مصرفی از صفر به ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار مقدار هدررفت نیتروژن از خاک بصورت گاز آمونیاک به مقدار زیادی افزایش یافت ولی با افزایش بیشتر سطح نیتروژن مصرفی (از ۲۰۰ به ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار) اگرچه مقدار هدررفت نیتروژن افزایش یافت ولی این مقدار افزایش کمتر از مقدار افزایش اولیه بود.

جدول ۱۱- اثر متقابل سطوح مختلف نیتروژن و بقایای گیاهی مصرفی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Table 11- Interaction of rate of application of nitrogen and application levels of plant residue on the amount of volatilized nitrogen from soil as ammonia

سطوح نیتروژن (کیلوگرم در هکتار) Rate of nitrogen (kg/ha)	سطوح کاربرد بقایای گیاهی (درصد) Level of plant residue (%)		
	0	2.5	5
	میکروگرم نیتروژن در گرم خاک(µ N.g soil)		
0	0.3333h	2.35g	7.267e
200	4.517 f	7.929 d	18.3b
400	4.823 f	9.099c	20.44 a

جدول ۱۲- اثر متقابل نوع کود، سطوح نیتروژن و بقایای گیاهی مصرفی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک

Table 12- effect of type of fertilizer, Rates of nitrogen and plant residue content on the nitrogen volatilization from soil as ammonia

نوع کود و سطوح نیتروژن Type of fertilizer and rates of N	سطوح کاربرد بقایای گیاهی (درصد) Level of plant residue (%)		
	0	2.5	5
	میکروگرم نیتروژن در گرم خاک (µ N.g soil)		
شاهد Blank	0.3333q	2.35 o	13.39g
۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود اوره 200 Kg N/ha from Urea	5.933kl	6.2 k	27.25 b
۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود اوره 400 Kg N/ha from Urea	6.727 jk	6.503 jk	33.21a
شاهد Blank	0.3333q	2.35 o	13.39g
۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود سولفات آمونیوم 200 Kg N/ha from Ammonium sulfate	5.323 lm	5.94 kl	23.19 d
۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود سولفات آمونیوم 400 Kg N/ha from Ammonium sulfate	6.083 kl	6.317 k	25.89 c
شاهد Blank	0.3333q	2.35 o	13.39g
۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود نیترات آمونیوم 200 Kg N/ha from Ammonium nitrate	4.453 n	7.623 i	19.35e
۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود نیترات آمونیوم 400 Kg N/ha from Ammonium nitrate	5.077mn	9.747 h	23.46 d
شاهد Blank	0.3333q	2.35 o	13.39g
۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود اوره- اسید سولفوریک 200 Kg N/ha from Urea-Sulfuric acid	2.357 o	11.95g	20.19 e
۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود اوره- اسید سولفوریک 400 Kg N/ha from Urea-Sulfuric acid	1.407p	13.83 f	17.38 f

اثر متقابل نوع کود، سطوح نیتروژن مصرفی و بقایای گیاهی بر مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک در سطح احتمال

یک درصد معنی‌دار شد (جدول ۸). بیش‌ترین میزان نیتروژن تصعید شده به‌صورت آمونیاک به مقدار ۳۲/۲۸ میکروگرم در گرم خاک از کاربرد ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از منبع کود اوره- اسید سولفوریک و ۵ درصد بقایای گیاهی به‌دست آمد و کم‌ترین مقدار آن نیز به مقدار ۰/۳۳ میکروگرم در گرم خاک از تیمار شاهد یا خاک فاقد هر گونه کود نیتروژنی و بقایای گیاهی به‌دست آمد (جدول ۱۲).

نتیجه‌گیری کلی

مقدار نیتروژن تصعید شده از خاک به‌صورت آمونیاک با افزایش مقدار کربنات کلسیم خاک، مقدار بقایای گیاهی و همچنین سطح نیتروژن مصرفی افزایش یافت. بنابراین مصرف کود به‌صورت تقسیط می‌تواند اتلاف نیتروژن به‌صورت تصعید آمونیاک را کاهش دهد. همچنین نتایج نشان داد منبع کود نیتروژنی، کارآیی مصرف آن‌را تحت تأثیر قرار می‌دهد. در صورت عدم کاربرد بقایای گیاهی کود اوره-اسید سولفوریک و زمانی‌که بقایای گیاهی مصرف می‌شوند کود سولفات آمونیوم منبع کاراتری نسبت به منابع دیگر کود نیتروژن بود و هدرروی نیتروژن بصورت گاز آمونیاک کمتر بود. توصیه می‌شود در خاک‌های آهکی جهت تامین نیاز ازته گیاهان کود اوره-اسید سولفوریک و در وهله بعد کود نیترات آمونیوم مصرف شود.

منابع

1- Asman W.A.H., Sutton M.A., and Schjorring J.K. 1998. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. New Phytologist, 139:27-48.

2- Bremner J.M. 1996. Nitrogen – Total. p. 1085-1122. In D.L. Sparks et al.(ed.) Methods of Soil Analysis. SSSA, Inc. ASA, Inc. Madison, WI.

3- Choi W.J., Chang S.X., Kwak J.H., Jung J.W., Lim S.S., Yoon K.S., and Choi S.M. 2007. Nitrogen transformations and ammonia volatilization losses from N-urea as affected by the co-application of composted pig manure. Canadian Journal of Soil Science, 87:485-493.

4- Day R. 1965. Particle fractionation and particle size analysis. p. 545-566. In C.A. Black et al. (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 1. Ser. No. 9. ASA, Madison, WI.

5- Ernst J.W., and Massey H.F. 1960. The effects of several factors on volatilization of ammonia formed from urea in the soil. Soil Science Society Proceedings, 24:87-90.

6- Fenn L.B., and Hossner L.R. 1985. Ammonia Volatilization from ammonium and ammonium-forming nitrogen fertilizers. Advances in Soil Sciences, 1:123-169.

7- Fenn L.B., and Kissel D.E. 1975. Ammonia volatilization from surface applications of ammonium compounds on calcareous soils. IV. Effect of calcium carbonat content. Soil Science Society of America, 39:631-633.

8- Jones C.A., Koenig R.T., Ellsworth J.W., Brown B.D., and Jackson G.D. 2007. Management of urea fertilizer to minimize volatilization. Extension Bulletin, The USDA, Montana State University and the Montana State University Extension Service University and Washington State University.

9- Keller G.D., and Mengel D.B. 1986. Ammonia volatilization from nitrogen fertilizers surface applied to no-till corn. Soil Science Society of America Journal, 50:1060-1063.

10- Kissel D.E., and Cabrera M.L. 1988. Factors affecting urea hydrolysis. p. 53–66. In B.R. Bock and D.E. Kissel (eds.) Ammonia Volatilization from Urea Fertilizers. National Fertilizer Development Center, Tennessee Valley Authority,MuscleShoals, AL.

11- Larsen S., and Gunary D. 1962. Ammonia loss from ammoniac fertilizers applied to calcareous soils. Journal of the Science of Food and Agriculture, 13:566-572.

12- Liang X.Q., Chen Y.X., Li H., Tiam G.M., Zhang Z.J., Ni W.Z., and He M.M. 2007. Nitrogen interception in floodwater of rice field in Taihu region of China. Journal of Environmental Sciences, 19:1474-1481.

13- Lightner J.W., Mengel D.B., and Rhykerd C.L. 1990. Ammonia volatilization from nitrogen fertilizer surface applied to orchard grass sod. Soil Science Society of America Journal, 54:1478-1482.

14- Martin R., Davis J., and Ndegwa P.M. 2008. Ammonia the air-water interface. Available at http://www.extension.org.

15- Martens D.A., and Bremner G.M. 1989. Soil properties affecting volatilization of ammonia from soils treated with urea. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 20:1645-1657.

16- Meisinger J.J., and Jokela W.E. 2000. Ammonia volatilization from dairy and poultry manure. Managing Nutrients and Pathogens from Animal Agriculture (NRAES-130). Natural Resource, Agriculture, and Engineering Service, PO Box 4557, Ithaca, NY 14852-4557.

17- Meyer R.D., Olson R.A., and Rhoades H.F. 1961. Ammonia losses from fertilized Nebraska soils. Agronomy Journal, 53:241-244.

18- Mikkelsen R. 2009. Ammonia Emissions from Agricultural Operations: Fertilizer. Better Crops, 93:9-11.

19- Mugasha A.G., and Pluth D.J. 2000. Ammonia loss following surface application of urea fertilizer to undrained and

drained forested minerotrophic peat land sites in central Alberta, Canada. Forest Ecology and Management, 78:139-145.
20- Nelson R.E., 1982. Carbonate and gypsum. p. 181-196. In A.L. Page et al. (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. 2nd ed. Chemical and microbiological properties. Agronomy monograph. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
21- Riedo M., Milford C., Schmid M., and Sutton M.A. 2002. Coupling soil-plant-atmosphere exchange of ammonia with ecosystem functioning in grasslands. Ecological Modelling, 158:83-110.
22- Rochette P., Angers D.A., Chantigny M.H., MacDonald J.D., Gasser M.O., and Bertrand N. 2008. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 84:71–80.
23- Rosliza Sh., Ahmed O.H., and Nik Muhamad A.M. 2009. Controlling ammonia volatilization by mixing urea with humic acid, fulvic acid,triple super phosphate and muriat of potash. American Journal of Environmental Sciences, 5:605-606.
24- Sommer S.G., and Olsen J.H. 1991. Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. Journal of Environmental Quality, 20:675-683.
25- Song Y.S., Fan X.H., Lin D.X., Yang L.Z. and Zhao J.M. 2004. Ammonia volatilization from paddy fields in the taihu lake region and its influencing factors. Acta Pedology Sinica, 41:265-269.
26- Page A.L., Miller R.H., and Keeney D.R. 1982. Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical microbiological properties.American Society of Agronomy. Inc. Soil Science of America. Inc. Madison. Wisconsin. USA.
27- Tiam G.M., Cai Z.C., Cao J.L., and Li X.P. 2001. Factors affecting ammonia volatilization from a rice-wheat rotation system. Chemosphere, 42:123-129.
28- Torello W.A., and Wehner D.J. 1983. Urease activity in a Kentucky bluegrass turf. Agronomy Journal, 75: 654-656.
29- Toufiq M. 2005. Measurement of ammonia emission following surface application of urea fertilizer from paddy fields. Pakistan Journal of Biological Sciences, 8:429-432.
30- Varel V.H. 1997. Use of urease inhibitors to control nitrogen loss from livestock waste. Bioresource Technology, 62:11-17.
31- Whitehead D.C., Lockyer D.R. and Raistrick N. 1988. The volatilization of ammonia from perennial ryegrass during decomposition, drying and induced senescence. Annals of Botany, 61:567-571.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 286-301

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۳۰۱-۲۸۶

Effect of Source and Amount of Nitrogen, the Amount of Calcium Carbonate of Soil and Different Amounts of Alfalfa Residue on Nitrogen Losses as Ammonia

T. Mansouri[1*] - A. Golchin[2] – Z. Rezaei[3]
Received: 09-11-2015
Accepted: 25-09-2016

Introduction: Selecting the right source of nutrient in a particular cropping situation requires a consideration of economic, environmental, and social objectives. One of the objectives is to keep all nutrient losses to a minimum. Since the use of nitrogen chemical fertilizers began more than 100 years ago, it has been recognized that it can be lost as gaseous ammonia when an ammonical fertilizer is applied to calcareous soil. A process by which nitrogen exit from the soil in form of ammonia and enter to the atmosphere is called volatilization. Agricultural practices (use of chemical and animal fertilizers) are known as major sources of ammonia volatilization into the atmosphere. Nitrogen losses not only economically but also in terms of environment pollution is important. Ammonia volatilization is one way of the nitrogen losses from agricultural and non-agricultural ecosystems. A variety of soil chemical properties interact with environmental conditions at the site of the fertilizer application to determine the extent of NH_3 loss. This article study some of the major factors that contribute to NH_3 loss from N fertilizer. The aims of this study were to evaluate the impacts of concentrations of soil calcium carbonate (experiment 1), plant residue application (experiment 2), nitrogen fertilizer rate and source on volatilization of ammonia from soil.

Materials and Methods: Two factorial experiment with 36 treatments, three replications and 108 experimental unit for 25 days at a constant temperature of 30 ° C were conducted using a completely randomized design. The experimental treatments were three concentrations of soil calcium carbonate (20, 27 and 35% in experiment 1), three alfalfa plant residue application rates (0, 2.5 and 5% w/w in experiment 2), three rates of nitrogen (0, 200 and 400 kg/ha), four sources of nitrogen (urea, ammonium nitrate, ammonium sulfate and urea-sulfuric acid). Fertilizers were added to soil samples in form of solution and the moisture of soils was brought to field capacity. Samples were placed into special jars and amount of nitrogen volatilization were measured.

Results and Discussion: The results showed that ammonia volatilization from soil increased as the concentration of soil calcium carbonate, rates of nitrogen and alfalfa plant residues application increased. In first experiment the highest amount of nitrogen volatilization rate, as ammonia (33.21 µgr N/gr soil) was measured from 400kgN/ha soil for urea fertilizer and 35 percent calcium carbonate. Also the lowest amount (11.99 µgrN/gr soil) was obtained from 20 percent calcium carbonate without application of any nitrogen fertilizer. In this experiment, with an increase in the amount of soil calcium carbonate by 15%, the amount of volatilized nitrogen in the form of ammonia were six times. By increasing the amount of soil calcium carbonate of from 20 to 27% the amount of nitrogen losses as ammonia slightly increased but with a further increase of calcium carbonate (from 27 to 35%) the amount of nitrogen losses increased a lot and this increase was higher than the initial increase. The presence of calcium carbonate in the soil increase soil pH and ammonia volatilization. In second experiment the highest amount of nitrogen volatilization rate, as ammonia (32.28 µgr N/gr soil) was measured from 400kgN/ha soil for urea- acid sulfuric fertilizer and 5 percent of plant residues. Also the lowest amount (0.33 µgrN/gr soil) was obtained from soil without application of any nitrogen fertilizer and plant residues. The most of nitrogen losses in the form of ammonia in the amount of 15.34 micrograms per gram of soil was obtained from level of 5% of alfalfa residue. With the 2.5 percent increase in the alfalfa residue rate, ammonia volatilization from soil increased in rate of 3.24 micrograms per gram of soil and by increasing it from 2.5 to 5%, nitrogen volatilization increased in the amount of 8.88 micrograms per gram of soil.

Conclusion: The loss of nitrogen as ammonia with application of nitrogen fertilizers and without application of residues was as urea> ammonium sulfate> ammonium nitrate > urea-sulfuric acid and with application of crop residues was as urea-sulfuric acid <ammonium nitrate <urea <ammonium sulfate. It is recommended that in calcareous soils for the supply of nitrogen, urea-sulfuric acid and in the next place ammonium nitrate fertilizer to be used.

1, 2 and 3- PhD. Student, Professor and M.Sc. Student, Department of Soil Science, College of Agriculture, University of Zanjan, Respectively
(*-Corresponding Author Email: t.mansouri2010@gmail.com)

Keywords: Ammonia volatilization, Organic matter, Soil pH, Urea

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 302-311

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۳۱۱-۳۰۲

تغییر ویژگی‌های شیمیایی خاک در مقابل آتش و شدت‌های مختلف آن

حکیمه طایفی[۱]–رضا عرفانزاده[۲*]– مهدی عابدی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۰/۰۹
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۷/۱۹

چکیده

در بین رویشگاه‌های مختلف، آتش یک فاکتور اکولوژیک و تعیین کننده است که بسیاری از ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک تحت تاثیر آن تغییر می‌کند که وسعت و مدت زمان این اثرات به شدت آتش‌سوزی بستگی دارد. به منظور بررسی تاثیر آتش و شدت‌های مختلف آن بر ویژگیهای شیمیایی مختلف خاک در جنوب شرقی پارک ملی گلستان، منطقه ییلاق دشت با ارتفاع ۱۴۰۰ متر و پوشش علفی، بوته‌ای و درختچه‌ای انتخاب شد. مناطق کنترل نیز در مجاور مناطق آتش‌گرفته هر سه نوع پوشش گیاهی با مشخصات اکولوژیک یکسان مشخص شدند. نمونه های خاک در مناطق با و بدون رخداد آتش از عمق ۵–۰ سانتی‌متری زیراشکوب سه نوع پوشش گیاهی برداشت شد و ویژگی‌های خاک شامل ماده آلی، ماده آلی ذره‌ای، نیترژن کل و پایداری خاکدانه‌ها اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد آتش در هیچکدام از شدت‌ها تاثیر معنی‌داری بر میزان ماده آلی نداشت در حالی‌که ماده آلی ذره‌ای و پایداری خاکدانه در شدت‌های متوسط و زیاد در مقابل آتش کاهش نشان داد (P<۰/۰۵). میانگین ماده آلی ذره‌ای از ۰/۸ گرم بر کیلوگرم در منطقه شاهد به ۰/۷ گرم بر کیلوگرم در منطقه با شدت متوسط و از ۰/۷ گرم بر کیلوگرم در منطقه شاهد به ۰/۵ گرم بر کیلوگرم در منطقه با شدت زیاد آتش تنزل نشان داد. پایداری خاکدانه از ۴۶/۶۰ درصد در منطقه شاهد به ۳۴/۹۰ درصد در منطقه با شدت متوسط و از ۳۷/۱۰ درصد در منطقه شاهد به ۳۰/۸۰ درصد در منطقه با شدت زیاد آتش کاهش یافت. آتش باعث افزایش مقدار نیتروژن کل در شدت‌های مختلف شد.

واژه‌های کلیدی: آتش‌سوزی طبیعی، پارک ملی گلستان، پایداری خاکدانه، مواد آلی ذره‌ای خاک

مقدمه

اختلال طبیعی رویشگاه‌ها نقش محوری در حفظ تنوع گونه ای آن دارد که در این بین آتش به عنوان جزء جدایی‌ناپذیر در رژیم‌های اختلال، اثرات زیادی را در مقیاس‌های اکوسیستمی و جهانی دارد (۲۲ و۳۰). در بین رویشگاه‌های مختلف، آتش یک فاکتور اکولوژیک و تعیین کننده است و بسیاری از گونه‌های گیاهی در برخی از نواحی از جمله مناطق مدیترانه به آتش سازگاری پیدا کرده و حتی به آن وابسته‌اند (۴۱ و ۲۳). در رویشگاه‌های جنگلی و مرتعی کشور ایران نیز می‌توان رخداد آتش را در اقلیم‌ها و پوشش‌های گیاهی متفاوت مشاهده نمود که بیشتر آن‌ها توسط عامل انسانی رخ می‌دهد. علاوه بر این، آتش سوزی به همراه پدیده‌های تغییر اقلیم و خشکسالی که امروزه از مشکلات مهم در نقاط مختلف می باشد نیز می‌تواند اثر آن را تشدید نماید. به هر حال در مورد بررسی اثر آتش بر فاکتورهای زنده و غیر زنده رویشگاههای مختلف، مطالعات اندکی در کشور گزارش شده است.

مروری بر مطالعات قبلی انجام شده نشان می دهد که بسیاری از ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک تحت تاثیر آتش‌سوزی تغییر می‌کند (۳، ۸، ۲۴، ۲۷ و ۱۱). مطالعات زیادی درباره‌ی اثر آتش‌سوزی بر خاک انجام شده است که وسعت و مدت زمان این اثرات به شدت آتش‌سوزی بستگی دارد. شدت آتش‌سوزی دو مفهوم تراکم و مدت زمان استمرار را در برمی‌گیرد و به وسیله چند عامل که بر سوختن اثر می‌گذارد، کنترل می‌شود مثل ویژگی مواد سوختنی، دمای هوا، رطوبت آن، سرعت باد و توپوگرافی محل. خصوصیات خاک می‌تواند بسته به شدت و فراوانی آتش‌سوزی در کوتاه‌مدت، بلند مدت و یا به طور دائم مورد آزمایش قرار گیرد (۵).

دانش محدودی در مورد چرخه بیوژئوشیمیایی آتش در مقیاس اکوسیستم وجود دارد که نیاز به ارزیابی کمی اثر آتش در علفزار و مراتع بر سایر اجزا اکوسیستم را بیشتر نمایان می‌کند (۱۲، ۲۳ و۲۷). اگرچه معدود مطالعات گزارش داده‌اند که آتش نمی تواند تغییر قابل توجهی در خصوصیات خاک داشته باشد (۴۲)، اما اکثر تحقیقات انجام شده نشان می دهد که آتش تاثیر معنی داری بر خصوصیات خاک دارد. آتش با تغییر ذخیره پتانسیل کربن خاک بر الگوی تخصیص

۱، ۲ و ۳– به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشیار و استادیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس
(*– نویسنده مسئول: E-mail: Rezaerfanzadeh@modares.ac.ir)
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.52052

کربن، بافت خاک و سرعت تجزیه مواد آلی اثر دارد (۳۶). همچنین آتش باعث افزایش نیتروژن معدنی قابل دسترس در علفزارهای بیابانی (۲)، بوته‌زار بیابانی (۱۰)، بوته‌زار و علفزار مدیترانه‌ای (۳۷) و استپ درمنه‌زار (۶ و ۳۵) شد. علاوه بر خصوصیات شیمیایی خاک، آتش بر خصوصیات فیزیکی مانند پایداری خاکدانه‌ها نیز تاثیرگذار است. میزان ماده آلی خاک و پایداری خاکدانه‌ها را می‌توان به عنوان شاخص کیفیت خاک تحت شرایط مختلف از جمله آتش‌سوزی پوشش گیاهی به حساب آورد (۴۳، ۲۵، ۲۲ و ۴۰) زیرا ماده آلی و ساختمان خاک به هم وابسته بوده و تغییر در یکی سبب تغییر در دیگری می‌شود و هر دو برای کنترل فرسایش، نفوذ آب به خاک و نگهداری عناصر غذایی خاک ضروری می‌باشند (۳ و ۲۰). به عنوان مثال هنگام آتش‌سوزی، لایه لاشبرگ به طور مستقیم از بین رفته و ورود ماده آلی به خاک کاهش یافته و به طور کل ماده آلی داخل خاک کاهش می‌یابد. کاهش ماده آلی در اثر آتش‌سوزی، کاهش پایداری خاکدانه‌ها را به دنبال خواهد آورد (۴۵). بنابراین در این تحقیق ماده آلی خاک و پایداری خاکدانه از مهمترین ویژگی‌های خاک جهت تعیین تاثیر آتش بر خاک در نظر گرفته شدند. علاوه براین دو ویژگی ماده آلی ذره‌ای نیز جهت اندازه‌گیری انتخاب شد. به طور کل ماده آلی خاک شامل دو بخش مواد هوموسی و ترکیبات لبایل[1] می‌باشد. ذخایر مواد آلی تعریف شده در بخش لبایل شامل ماده آلی ذره‌ای[2] می باشد. ماده آلی ذره‌ای بخشی از ماده آلی است که از نظر مقدار تجزیه، حدواسط بقایای گیاهی تازه و هوموس می باشد و به عنوان مخزن موقتی ماده آلی شناخته می شود. این بخش هر چند سهم ناچیزی از حجم خاک را به خود اختصاص می دهد ولی به دلیل داشتن زمان بازگشت کوتاه و غنی بودن از عناصر غذایی و کربن، یکی از شاخص‌های مهم کیفیت خاک به حساب می‌آید (۱۷). از طرف دیگر ماده آلی ذره‌ای بسیار حساس به تغییرات مدیریتی و همچنین آتش در مقایسه با مجموع کل ماده آلی خاک می باشند (۴). بنابراین در این تحقیق علاوه بر ماده آلی کل، ماده آلی ذره‌ای نیز جهت مطالعه آتش بر خاک، مدنظر قرار خواهد گرفت. علاوه بر سه ویژگی فوق، نیتروژن کل نیز به دلیل اهمیت آن در تعیین کیفیت خاک و جهت تبیین تغییرات احتمالی خاک پس از آتش سوزی نیز اندازه گیری شد.

علیرغم رخداد فراوان آتش در رویشگاه‌های مختلف ایران و تاثیر بالای آن بر سرعت چرخه مواد و همچنین تغییر ساختار پوشش گیاهی، تاکنون تنها در برخی از مطالعات، اثر آتش بر ویژگی‌های خاک مورد بررسی قرار گرفته است (۱۸، ۱۹، ۲۰، ۲۶، ۲۹، ۲۸ و ۳۴). مروری بر مطالعات انجام گرفته در کشور نشان می‌دهد که عمده مطالعات صرفا به مقایسه ویژگی‌های اکولوژیک قسمت آتش گرفته با آتش نگرفته بسنده کرده است (۱۸ و ۳۳). به علاوه اکثر مطالعات در رویشگاهها جنگلی انجام شده و می توان گفت تاکنون مطالعه جامعی در مورد اثر آتش‌سوزی در یک رویشگاه مرتعی آن هم با در نظر گرفتن شدت آتش مورد مطالعه قرار نگرفته است. این تحقیق به دنبال بررسی میزان تغییرات برخی خصوصیات شیمیایی خاک و نیز تغییر آنها در شدت‌های مختلف آتش در یک رویشگاه مرتعی می‌باشد. بنابراین در این پژوهش سعی بر این شد تا تاثیر شدت آتش (کم، متوسط و زیاد) بر برخی از مهمترین ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک در این رویشگاه بررسی شود.

مواد و روش

منطقه مورد مطالعه

پارک ملی گلستان نخستین پارکی است که در ایران عنوان پارک ملی را به خود اختصاص داده است. منطقه‌ای کوهستانی است که در منتهی الیه شرق البرز و جنگلهای شمال کشور واقع شده است. پارک ملی گلستان در موقعیت جغرافیایی بین ۱۶″ ۳۷° الی ۳۱′ ۳۷° عرض شمالی و ۲۵″ ۴۳′ ۵۵° الی ۱۷″ ۵۶° طول شرقی واقع شده و مساحت آن در برخی منابع بیش از ۹۱ هزار هکتار ذکر شده است (۱). از نظر اقلیمی بین دریای خزر و مناطق خشک شرقی قرار گرفته است، و به همین لحاظ اقلیم‌های متفاوت از نواحی بسیار مرطوب تا نیمه خشک را در بر میگیرد. میانگین سالیانه بارش بین ۱۴۲ تا ۸۶۶ میلی‌متر و دمای متوسط سالیانه بین ۱۱/۵ تا ۱۷/۵ درجه سانتی‌گراد در یک دوره آماری ۳۰ ساله متغیر است. این پارک به دلیل داشتن ویژگی‌های خاص پوشش گیاهی و قرار گرفتن بخش عمده آن در مسیر بادهای ناشی از برخورد دو جبهه هوای مرطوب و خشک مستعد آتش‌سوزی است (۱). گزارشهای مختلف نشان می دهد آتش به عنوان جز لاینفک این پارک می باشد و رویشگاههای مختلف حیوانی و جانوری را تحت تاثیر خود قرار داده است. همه ساله چندین آتش سوزی در مقیاسهای مختلف اتفاق می افتد که عمده آنها توسط مردم و توریستها به صورت غیر عمد می باشد. براساس گزارش‌های موجود در پارک ملی گلستان طی سال‌های ۱۳۳۶ تا ۱۳۷۸ تعداد ۶۷ فقره آتش‌سوزی رخ داده است (۱۴و ۳۸) که این آتش‌سوزی‌ها در سال‌های اخیر نیز ادامه داشته است. با توجه به اهمیت پارک ملی گلستان و ضرورت اطلاع از تغییراتی که در زیستگاه‌های آن بعد از آتش سوزی اتفاق می‌افتد، مطالعه حاضر صورت پذیرفت.

جهت نمونه برداری از خاک و مطالعه اثر آتش بر ویژگی‌های خاک، ابتدا تلاش شد منطقه ای انتخاب شود که حداکثر یک سال قبل از مطالعه آتش گرفته باشد تا زمان تاثیر آتش بر خاک را کمرنگ نکرده باشد. بنابراین در قسمت جنوب شرقی پارک، منطقه ییلاق

1- Labile
2- Particulate Organic Matter (POM)

دشت با ارتفاع ۱۴۰۰ متر و پوشش علفی، بوته ای و درختچه ای انتخاب شد. زمان وقوع آتش‌سوزی در این منطقه اواخر شهریور ماه سال ۹۳ بوده است. منطقه کنترل نیز در مجاور منطقه آتش گرفته با مشخصات اکولوژیک یکسان مشخص شد، که آتش‌سوزی به دلیل وجود آتش‌بر (جاده خاکی) به آن نفوذ نکرده بود. بنابراین برای هر شدت آتش یک کنترل در نظر گرفته شد (سه شدت آتش به همراه مناطق کنترل آنها).

به منظور بررسی شدت آتش سوزی ۳ بخش در منطقه (کنترل و آتش سوزی) انتخاب شد:

شدت کم: بخش‌های علفی که کاملا سوخته بودند.

شدت متوسط: بخش بوته‌های کوچک بالشتگی اسپرس (*Onobrychis cornuta*)

شدت زیاد: درختچه‌های کرکو (*Acer monspessulanum* subsp.*ibericum*)

زمان نمونه برداری در ۳ ماه پس از آتش‌سوزی و قبل از آغاز فصل رویش گیاهان (اواخر بهمن ۱۳۹۳) انتخاب شد. ۳۰ نمونه خاک در مناطق آتش‌سوزی شده و آتش‌سوزی نشده برداشت شد. تعداد ۱۵ نمونه در منطقه کنترل و ۱۵ نمونه در منطقه آتش گرفته شده که از هر شدت ۵ تکرار انتخاب گردید. نمونه برداری با استفاده از آگر و در عمق ۵-۰ سانتی‌متری خاک انجام گرفت. نمونه‌ها را در هوای آزاد خشک کرده و پس از عبور دادن از الک ۲ میلی متری، کربن آلی با روش والکی و بلاک، نیتروژن خاک بر اساس روش کلدال (۳۱)، ماده آلی ذره‌ای با استفاده از روش سیکس (۳۹) و پایداری خاکدانه‌ها[1] با روش پوجاسک (۳۲) اندازه گیری شد.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

ابتدا تمامی داده‌های مربوط به هر پارامتر خاک به طور جداگانه وارد اکسل شدند. سپس تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها در نرم افزار R صورت گرفت. ابتدا آزمون نرمالیته داده‌ها و باقیمانده مدل به روش Shapiro-Wilk و همگنی واریانس با آزمون Flinger Test انجام شد و بعد از آن برای بررسی تاثیر آتش سوزی از آزمون تی مستقل، مقایسه شدت های مختلف آتش سوزی از آزمون تجزیه واریانس یک طرفه و برای بررسی اثر متقابل شدت های مختلف آتش سوزی و نیز اثر آتش‌سوزی از آزمون تجزیه واریانس دو طرفه استفاده شد. مقایسه میانگین با استفاده از آزمون توکی انجام شد.

نتایج

ماده آلی خاک

نتایج آنالیز واریانس دو طرفه نشان داد که اگر چه اثر آتش‌سوزی بر ماده آلی خاک معنی دار نشد اما اثر شدت آتش و نیز اثر متقابل بین شدت آتش و آتش بر میانگین ماده آلی خاک معنی‌داری بود (جدول ۱). نتایج آزمون تجزیه واریانس یکطرفه نشان داد که میانگین ماده آلی خاک در منطقه کنترل از بخش علفی به بخش بوته ای تا درختچه‌ای اختلاف معنی‌داری داشت در صورتیکه در منطقه آتش سوزی شده اختلاف معنی‌داری بین سه بخش (با شدت آتش متفاوت) مشاهده نشد (جدول ۲). اگر چه میانگین ماده آلی خاک پس از آتش سوزی در شدت کم افزایش و در شدت متوسط و زیاد کاهش یافته است، در هر سه شدت تفاوت معنی‌دار آماری ($P>0.05$) بین منطقه کنترل و آتش نشان نداد (جدول ۳ و شکل۱).

ماده آلی ذره‌ای

نتایج آنالیز واریانس دو طرفه نشان داد که اگر چه اثر آتش سوزی بر ماده آلی ذره‌ای خاک معنی دار نشد اما اثر شدت آتش و نیز اثر متقابل بین شدت آتش و آتش بر میانگین ماده آلی ذره‌ای خاک معنی‌داری بود (جدول ۱). نتایج آزمون تجزیه واریانس یکطرفه نشان داد که میانگین ماده آلی ذره‌ای خاک در منطقه کنترل از بخش علفی به بخش بوته‌ای تا درختچه‌ای اختلاف معنی‌داری داشت در صورتی که در منطقه آتش‌سوزی شده اختلاف معنی‌داری بین سه بخش (با شدت آتش متفاوت) مشاهده نشد (جدول ۲). طبق آزمون تی مستقل میانگین ماده آلی ذره‌ای خاک پس از آتش‌سوزی در شدت متوسط و زیاد به طور معنی‌دارکاهش یافت (جدول ۳ و شکل۱).

نیتروژن خاک

نتایج آزمون تجزیه واریانس دوطرفه نشان داد که اثر آتش سوزی بر نیتروژن کل خاک بیشتر از اثر شدت آتش بر آن بود، به طوریکه که اثر آتش‌سوزی بر نیتروژن کل معنی دار بود درحالیکه اثر شدت آتش بر آن معنی دار نشد (جدول ۱). نتایج آزمون تجزیه واریانس یکطرفه نشان داد که میانگین نیتروژن خاک از شدت کم تا زیاد پس از آتش‌سوزی به طور معنی داری افزایش یافت (جدول ۲). در کل منطقه و بدون در نظر گرفتن اینکه نمونه‌های خاک از زیراشکوب درختچه، بوته یا گرامینه برداشت شده باشند، می توان گفت که نیتروژن خاک پس از آتش‌سوزی به طور معنی دار افزایش یافت (جدول۱ و شکل ۱).

پایداری خاکدانه ها

اگرچه پایداری خاکدانه‌ها طبق آنالیز آماری تجزیه وایانس دو طرفه و یکطرفه تفاوت معنی‌داری نشان نداد (جدول ۱، جدول ۲)، ولی بر طبق آزمون تی مستقل در شدت متوسط و زیاد پایداری خاکدانه‌ها به طور معنی‌دار کاهش یافت (جدول ۳، شکل۱).

1- Soil Aggregate Stability

بحث

این مطالعه نشان داد ویژگی های شیمیایی و فیزیکی خاک عمدتا تحت تاثیر شدت آتش قرار می‌گیرند تا خود آتش‌سوزی. به عبارت دیگر آتش در شدت‌های کم در علفزار تاثیر معنی داری بر خاک نداشته است و این تاثیر بیشتر در شدت‌های بالاتر پررنگ و معنی‌دار شده است. از طرفی شدت تاثیر آتش در ویژگی‌های مختلف خاکی نیز متفاوت بدست آمد که به قرار زیر بحث می‌شود:

جدول ۱- نتایج آزمون تجزیه واریانس دو طرفه اثر آتش سوزی و شدت آتش بر پارامترهای مختلف خاک

Table 1- The results of two-way ANOVA and main effects of fire and fire severity, and interactions

پارامتر Parameter	آتش سوزی Fire F-Value	شدت آتش Fire Severity F-Value	آتش‌سوزی × شدت آتش Fire × Fire Severity F-Value
ماده آلی (Organic Matter)	0.66	6.25**	5.69**
ماده آلی ذره‌ای (Particulate Organic Matter)	1.87	10.42**	6.40**
نیتروژن کل (Total Nitrogen)	14.95**	3.18	4.38*
پایداری خاکدانه‌ها (Aggregate Stability)	2.20	0.92	1.38

* درسطح ۰/۰۵ معنی‌دار ** درسطح ۰/۰۱ معنی‌دار

* significant at 5 and ** significant at 1 percent probability levels

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس یکطرفه در مورد مقایسه ویژگیهای خاک درسه شدت آتش در منطقه آتش‌سوزی و همچنین سه نوع پوشش درختچه، بوته و گندمیان در منطقه کنترل (بدون رخداد آتش) (حروف کوچک لاتین مقایسات را در هر ردیف نشان می دهد)

Table 2- The results of one way ANOVA among three different fire severities in each area separately (in control area: soil factors were compared among substratum of three plant covers) (small letters show significant differences)

پارامتر Parameter	منطقه Area	گندمیان (شدت کم) Grass (Low Severity)	بوته(شدت متوسط) Cushion (Medium Severity)	درختچه(شدت زیاد) Shrub (High Severity)	F-Value
ماده آلی (٪) Organic Matter (%)	کنترل(Control)	5.9±0.43b	7.4±0.16a	7.5±0.11a	10.85**
	آتش(Fire)	7.1±0.30a	7.0±0.18a	7.2±0.26a	0.11
ماده آلی ذره ای (g/Kg) Particulate Organic Matter (g/Kg)	کنترل(Control)	0.4±0.06b	0.8±0.05a	0.7±0.06a	17.65**
	آتش(Fire)	0.6±0.10a	0.7±0.04a	0.5±0.03a	1.06
نیتروژن کل (٪) Total Nitrogen (%)	کنترل(Control)	0.3±0.02a	0.2±0.02a	0.2±0.03a	2.52
	آتش(Fire)	0.3±0.01b	0.3±0.02b	0.3±0.02a	6.36*
پایداری خاکدانه ها(٪) Aggregate Stability (%)	کنترل(Control)	36.5±4.37a	46.6±3.62a	37.1±4.76a	1.77
	آتش(Fire)	36.7±4.66a	34.9±2.91a	30.8±1.52a	0.11

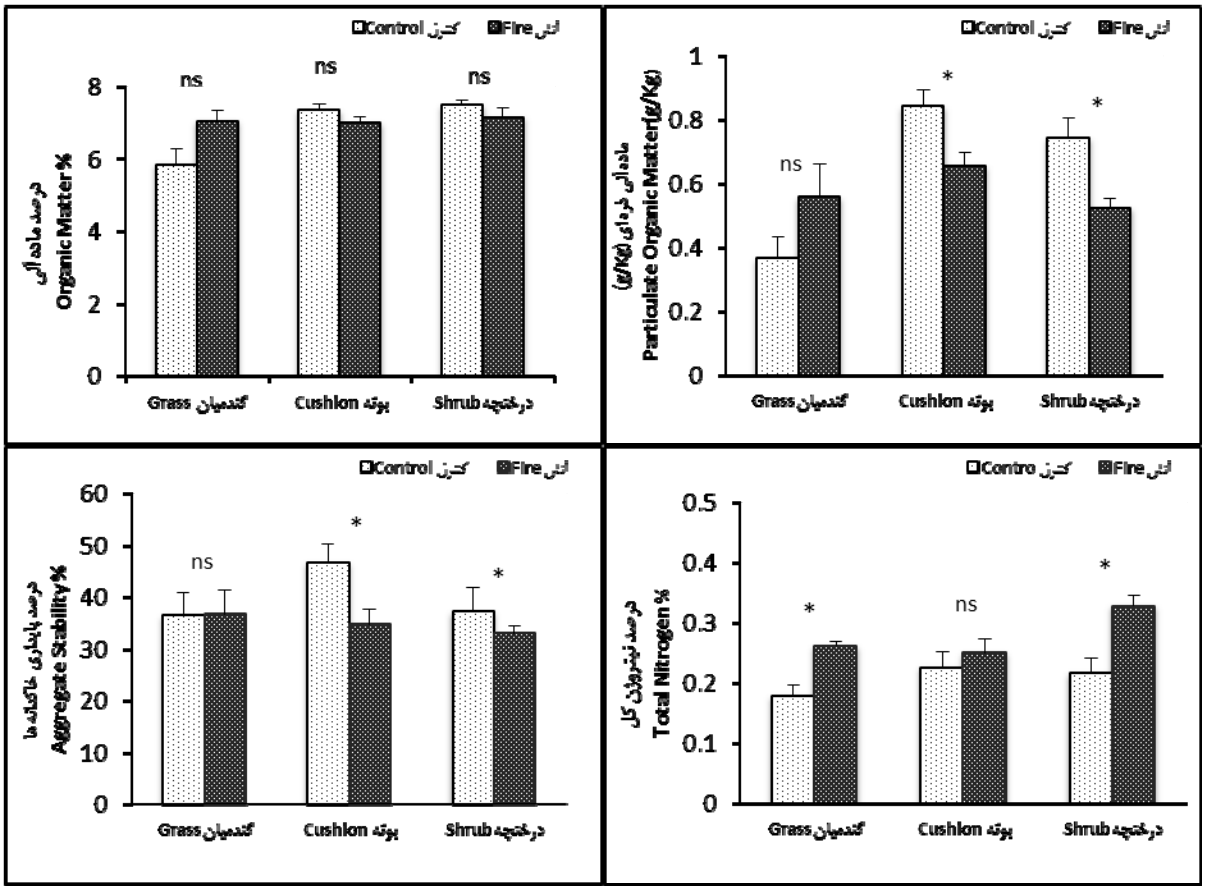
* درسطح ۰/۰۵ معنی‌دار ** درسطح ۰/۰۱ معنی‌دار

* significant at 5 and ** significant at 1 percent probability levels

جدول ۳- آزمون تی مستقل در مورد مقایسه هر کدام از ویژگی‌های خاک بین منطقه کنترل و آتش سوزی شده (حروف کوچک لاتین مقایسات را در سطح ۵ درصد نشان می دهد)

Table 3- the results of independent samples t-test in comparing one by one of edaphic factors between burnt and unburnt areas. (small letters show significant differences)

پارامتر Parameter	کنترل Control	آتش Fire	t	درجه آزادی Df
ماده آلی Organic Matter%	6.90±0.25a	7.08±0.13a	-0.62	21.76
ماده آلی ذره‌ای Particulate Organic Matter g/Kg	0.65±0.06a	0.58±0.04a	0.95	23.22
نیتروژن کل Total Nitrogen %	0.21±0.01a	0.27±0.01b	-3.27	27.23
پایداری خاکدانه‌ها Aggregate Stability%	40.09±2.60a	35.46±1.77a	1.47	24.71



شکل ۱- تغییرات پارامترهای خاک (ماده آلی، ماده آلی ذره‌ای، پایداری خاکدانه‌ها، نیتروژن کل خاک) شدت های مختلف آتش سوزی بین منطقه کنترل و آتش سوزی شده (علامت * نشان دهنده معنی داری در سطح ۵ درصد و ns عدم معنی‌داری)

Figure 1- variation of soil parameters (organic matter, particulate organic matter, aggregate stability and total nitrogen) in different fire severities between burnt and unburnt areas (*: significant differences, ns: not significant differences)

ماده آلی

اگر چه پیش بینی می شد که ماده آلی کل در منطقه کنترل با آتش‌سوزی متفاوت باشد اما این تفاوت معنی‌دار نبود که با نتایج برخی از محققین همخوانی نداشت (۲۷ و ۴۰). اگر چه نتایج برخی از محققین نشان داد که ماده آلی بیشتر تحت تاثیر شدت آتش است (۱۶) اما مقایسات دو به دوی ما در هر سه شدت به صورت جداگانه تفاوت معنی درای بین منطقه کنترل و آتش گرفته در هیچ کدام از شدت‌ها نشان نداد. به هر حال آنالیز واریانس یکطرفه ماده آلی بین شدت‌های متفاوت آتش در منطقه آتش گرفته به صورت جداگانه و بین سه نوع پوشش گیاهی در منطقه کنترل و احراز تفاوت غیر معنی دار در اولی و معنی دار در دومی نشان می دهد که آتش باعث همگن شدن (Homogeneity) توزیع ماده آلی در بخش‌های مختلف (Patches) یک رویشگاه می شود.

ماده آلی ذره‌ای

همانطور که در مقدمه اشاره شد تحقیقات نشان داده است که ماده آلی ذره‌ای ویژگی بهتری در فعالیت‌های مدیریت نسبت به ماده آلی کل می باشد زیرا حساسیت آن به تغییر مدیریت بیشتر بوده و اثر فعالیتهای مدیریتی را بیشتر نشان می دهد (۹). در این تحقیق نیز نتایج حاکی از آنست که ماده آلی ذره ای حساسیت بیشتری به آتش نسبت به ماده آلی کل دارد. نتایج ما نشان داد که ماده آلی ذره‌ای در شدت کم آتش تغییری نکرد اما در شدت متوسط و زیاد مقدار آن کاهش یافت. برخی از محققین نیز بیان داشتند که این پارامتر را به خاطر حساسیت بالای آن به عنوان شاخصی برای تاثیر مدیریت پوشش گیاهی پس از آتش سوزی می‌توان استفاده کرد و تغییر چشمگیر آن را بعد از آتش‌سوزی گزارش نمودند (۱۹و ۱۵). کاهش ماده آلی ذره ای در اثر آتش با شدت متوسط به بالا ناشی از تفاوت در نوع پوشش‌گیاهی و عمق نفوذ حرارت در این شدت‌هاست (۷).

سرتینی در سال ۲۰۰۵ بیان کردکه آتش‌سوزی شدید و طولانی مدت سبب نفوذ گرما به عمق بیشتری از خاک می‌شود ولی در آتش‌سوزی‌های گذرا دمای ناشی از سوختن پوشش‌گیاهی فقط خاک سطحی را تحت تاثیر قرار می‌دهد. بنابراین کاهش ماده آلی ذره‌ای خاک پس از آتش سوزی را می‌توان ناشی از سوختن شدید لایه لاشبرگ سطح زمین و مواد گیاهی و جانوری آن در شدت‌های متوسط و زیاد نسبت داد (۵).

پایداری خاکدانه‌ها

محققین خاکشناس رابطه مستقیم قوی بین مواد آلی خاک و پایداری خاکدانه گزارش نموده‌اند و بیان کرده‌اند که با افزایش ماده آلی خاک پیوند بین ذرات خاک بالا رفته و در نتیجه پایداری خاکدانه ها را افزایش می‌دهد (۱۳). بنابراین کاهش پایداری خاکدانه در شدت‌های متوسط و زیاد آتش می‌تواند مربوط به کاهش ماده آلی خاک باشد. به هر حال کاهش ماده آلی خاک در تحقیق حاضر از لحاظ آماری معنی‌دار نشد و بنابراین تغییر در ماده آلی ذره‌ای می تواند تغییر در پایداری خاکدانه ها را بیشتر توجیه نماید. ماده آلی ذره‌ای نیز (POM) با احاطه کردن هسته آلی توسط رس، ذرات سیلت و خاکدانه‌ها می‌تواند پایداری خاکدانه‌ها را بهبود ببخشد (۴). بنابراین نتایج ما نشان داد که تغییرات پایداری خاکدانه ها با تغییرات در ماده آلی ذره‌ای خاک مشابه است به طوریکه در شدت متوسط تا زیاد با کاهش ماده آلی ذره ای خاک، درصد پایداری خاکدانه ها نیز کاهش یافت که با نتایج جردن و همکاران در سال ۲۰۱۴ مطابقت نداشت و با مطالعات ماتکس سولرا در سال ۲۰۱۱ مطابقت داشت (۲۱ و ۲۵).

نیتروژن کل خاک

بر طبق نتایج به دست آمده، نیتروژن کل خاک در کل منطقه و در سه شدت آتش (معنی دار در شدت‌های کم و زیاد و غیر معنی دار در شدت متوسط) پس از سوختن افزایش یافته است افزایش نیتروژن خاک پس از آتش سوزی در مطالعات مختلفی(۴۴، ۶، ۳۵، ۲ و ۱۰) گزارش شده است. آتش در ابتدا میزان دسترسی به نیتریت (NO_2) و نیترات (NO_3) افزایش می‌دهدکه ناشی از فعالیت معدنی شدن توسط میکروکلیمای خاک، دمای خاک و فعالیت میکروبی است (۴۲). از آنجا که شدت‌آتش به نوع و بیومس پوشش‌گیاهی بستگی دارد و همانطور که گفته شد شدت‌آتش در جوامعی که دارای زی‌توده علفی است نسبت به جوامع با زی‌توده درختی کمتر است، بنابراین تفاوت در سوختن و گرمای تولید شده در گونه های مختلف نتایج متفاوتی را در نیتروژن کل دارد و در شدت زیاد میزان معدنی شدن نیتروژن خاک بیشتر از شدت کم بوده است (۳۷). لازم به ذکر است که طبق نتایج جدول ۳ آتش باعث افزایش نیتروژن معدنی به میزان ۲۷ درصد شده است و در این تحقیق دستگاه کلدال نیتروژن کل یعنی هم معدنی و هم آلی را اندازه گیری کرده است. بدیهی است چنانچه نیتروژن آلی همانند ماده آلی کل و ذره ای اندازه گیری می شد، احتمالا آتش باعث کاهش نیتروژن آلی می‌شد که نیاز به تحقیقات بیشتر دارد.

مطالعات قبلی بیشتر مناطق آتش‌سوزی شده با آتش سوزی نشده مقایسه نمودند به طوری که بدون توجه به نوع پوشش گیاهی به صورت تصادفی از مناطق آتش سوزی شده نمونه خاک برداشت و با مناطق آتش سوزی نشده مجاور مقایسه می شد. همانطور که بیان شد با توجه به اینکه نوع پوشش در اینکه علفزار باشد یا بوته‌ای، بوته‌ای باشد یا درختچه‌ای (شدت آتش) می تواند تاثیر متفاوتی بر ویژگیهای خاک داشته باشد و در تحقیق حاضر علاوه بر آتش به شدت آتش نیز پرداخته شد. نتایج نشان داد که با توجه به تاثیر متفاوت شدت آتش بر ویژگیهای خاکی (شامل ماده آلی کل و ذره‌ای، نیتروژن کل و پایداری خاکدانه‌ها)، در مطالعات بایستی شدت آتش نیز لحاظ گردد.

منابع

1- Akhani Sanjani H. 2004. Illustrated Flora of Golestan National Park. University of Tehran Press. Vol.1.
2- Allred B.W., and Snyder K.A. 2008. Ecophysiological responses of Chihuahuan desert grasses to fire. Journal of Arid Environments, 72 (11):1989-1996.
3- Bento-Gonçalves A., Vieira A., Úbeda X., and Martin D. 2012. Fire and soils: Key concepts and recent advances, Geoderma, 191(0):3-13.
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(3-4):660-665.
5- Certini G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. Oecologia, 143(1): 1-10.
6- Davies K.W., Bates J.D., and Miller R.F. 2007. Short-term effects of burning Wyoming big sagebrush steppe in southeast Oregon. Rangeland Ecology & Management, 60(5):515-522.
7- DeBano L.F. 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: A review. Journal of Hydrology, 231:195-206.

8- Dıaz-Zorita M., and Grove J. 2002. Duration of tillage management affects carbon and phosphorus stratification in phosphatic paleudalfs. Soil and Tillage Research, 66(2):165-174.
9- Erfanzadeh R., Bahrami B., Motamedi J., and Petillon J. 2014. Changes in soil organic matter driven by shifts in co-dominant plant species in a grassland. Geoderma, 213:74-78.
10- Esque T., Kaye J., Eckert S., DeFalco L., and Tracy C.R. 2010. Short-term soil inorganic N pulse after experimental fire alters invasive and native annual plant production in amojave desert shrubland. Oecologia, 164(1):253-263.
11- Fernandes P.M., and Botelho H. 2003. A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. International Journal of Wildland Fire, 12(2):117-128.
12- Franzluebbers A., Schomberg H., and Endale D. 2007. Surface-soil responses to paraplowing of long-term no-tillage cropland in the southern Piedmont USA. Soil and Tillage Research, 96(1):303-315.
13- Franzluebbers, A.J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil and Tillage Research, 66(2):95-106.
14- Ghaemi R. 1997. Destructive and threatening factors of Golestan National Park. EnvironMent, Seasonally – Iranian Environment Protection Organization 4 (2). (In Persian).
15- Gregorich E.G., and Carter M.R. 1997. Soil quality for crop production and ecosystem health. Elsevier.25
16- González-Pérez J.A., González-Vila F.J., Almendros G., Knicker H. 2004. The effect of fire on soil organic matter—A review. Environment International, 30(6):855-870.
17- Haynes R.J. 2005. Labile organic matter fraction as centeral components of the quality of agricultural soils: an overview. Advances in Agronomy, 85:221-268.
18- Heidari J., Dashtaki Ghorbani Sh., and Tahmasebi P. 2014. Layers of soil organic matter and aggregate stability under the influence of fire in rangelands of Chahar Mahal and Bakhtiari. Iranian Journal of Soil Research, 28(1):39-51. (In Persian).
19- Heidary J., and Ghorbani Dashtaki Sh. 2013. The effect of fire on soil quality in semi-steppe rangelands of Karsanak, Chaharmahal and Bakhtiari, Journal of Water and Soil Conservation, 20(2):125-142. (in Persian with English abstract).
20- Javadi S.A., and Mamoon Z. 2011. Natural burning effects on some vegetation and soil characteristics of rangeland (case study: Pir Gol Sorkh Behbahan rangeland). Renewable Natural Resources Research 2(1):45-54. (in Persian with English abstract).
21- Jordán A., Gordillo-Rivero Á.J., García-Moreno J., Zavala L.M., Granged A.J.P., Gil J., and Neto-Paixão H.M. 2014. Post-fire evolution of water repellency and aggregate stability in mediterranean calcareous soils: a 6-year study. Catena, 118(0):115-123.
22- Keeley J.E. 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. International Journal of Wildland Fire, 18(1):116-126.
23- Lavorel S. 1999. Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. Diversity and Distributions, 5(1-2):3-13.
24- Lombao A., Barreiro A., Carballas T., Fontúrbel M., Martín A., Vega J., Fernández C., and Díaz-Raviña M. 2014. Changes in soil properties after a wildfire in Fragas Do Eume Natural Park (Galicia, NW Spain). CATENA
25- Mataix-Solera J., Cerdà A., Arcenegui V., Jordán A., and Zavala L.M. 2011. Fire effects on soil aggregation: a review. Earth-Science Reviews, 109(1-2):44-60.
26- Matinizadeh M.1., and Gudarzi M. 2013. Effects of fire on activity of some rangeland soil enzymes. Iranian Journal of Range and Desert Research, 20(1): 213-225. (in Persian with English abstract).
27- Meira-Castro A., Shakesby R.A., Espinha Marques J., Doerr S.H., Meixedo J.P., Teixeira J., and Chaminé H.I. 2014. Effects of prescribed fire on surface soil in a Pinus pinaster plantation, Northern Portugal. Environmental Earth Science, 1-8.
28- Movlavi, R., Baghernejad, M., and Adhami, E. 2009. Effects of forest burning and slash burn on physico-chemical properties and clay minerals of top soil. Journal of Water and Soil Sciences, 13 (49):99-110 (in Persian with English abstract).
29- Nazari F., Hosseini V., and Shabanian N. 2012. Effect of fire severity on organic carbon, total nitrogen and available phosphorus of forest soils (case study: Marivan). Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 20(1): 25-37. (in Persian with English abstract).
30- Neary D.G., Klopatek C.C., DeBano L.F, and Ffolliott P.F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a

review and synthesis. Forest Ecology and Management, 122(1-2):51-71.

31- Page A.L. 1982. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy ,Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.

32- Pojasok T., and Kay B. 1990. Assessment of a combination of wet sieving and turbidimetry to characterize the structural stability of moist aggregates. Canadian Journal of Soil Science, 70(1):33-42.

33- Pourreza M., Hosseini S., Sinegani A., Matinizadeh M., and Alavai S. 2014a. Herbaceous species diversity in relation to fire severity in Zagros Oak Forests, Iran. Journal of Forestry Research, 25(1):113-120.

34- Pourreza M., Hosseini S.M., Safari Sinegani A.A., Matinizadeh M., and Dick W.A. 2014b. Soil microbial activity in response to fire feverity in Zagros Oak (Quercus Brantii Lindl.) Forests, Iran, after one year. Geoderma, 213(0):95-102.

35- Rau B.M., Blank R.R., Chambers J.C., and Johnson D.W. 2007. Prescribed fire in a Great Basin sagebrush ecosystem: dynamics of soil extractable nitrogen and phosphorus. Journal of Arid Environments, 71(4):362-375.

36- Reich P.B., Peterson D.W., Wedin D.A., and Wrage K. 2001. Fire and vegetation effects on productivity and nitrogen cycling across a forest–grassland continuum. Ecology 82(6):1703-1719.

37- Romanyà J., Casals P., and Vallejo V.R. 2001. Short-term effects of fire on soil nitrogen availability in Mediterranean grasslands and shrublands growing in old fields. Forest Ecology and Management 147(1):39-53.

38- Safaian N., Shokri M., Ahmadi M.Z., Atrakchali A., and Tavili A. 2005. Fire influence on the grassland vegetation in Golestan National Park (Alborz Mts. Iran). Polish Journal of Ecology, 53(3):435-443.

39- Six J., Conant R., Paul E., and Paustian K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. Plant Soil, 241(2):155-176.

40- Thomaz E.L., Antoneli V., and Doerr S.H. 2014. Effects of fire on the physico-chemical properties of soil in a slash and burn agriculture. Catena, 122(0):209-215.

41- Trabaud L. 1994. Postfire plant community dynamics in the Mediterranean Basin. in: Moreno J., Oechel W. (Eds.), The role of fire in Mediterranean-type ecosystems. Springer New York, pp.107:1-15.

42- Úbeda X., Lorca M., Outeiro L.R., Bernia S., and Castellnou M. 2005. Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, North-East Spain). International Journal of Wildland Fire, 14(4):379.384.

43- Varela M., Benito E., and Keizer J. 2010. Effects of wildfire and laboratory heating on soil aggregate stability of Pine Forests in Galicia: the role of lithology, soil organic matter content and water repellency. Catena, 83(2):127-134.

44- Wan S., Hui D., and Luo Y. 2001. Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: a meta-analysis. Ecological Applications, 11(5):1349-1365.

45- Wells C.G., Campbell R.E., DeBano L.F., Lewis C.E., Fredriksen R.L., Franklin E.C., Froelich R.C., and Dunn P.H. 1979. Effects of fire on soil: a state of knowledge review. Department of Agriculture, Forest Service.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 302-311

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۳۱۱-۳۰۲

Changes in Chemical Soil Characteristics in Confronting with Fire and Its Severity

H. Taefi[1] - R. Erfanzadeh[2*] - M. Abedi[3]

Received: 30-12-2015
Accepted: 10-10-2016

Introduction: Amongst different habitats, fire is an ecological factor and determinant that affects many physico-chemical soil factors. In addition, among natural disturbances, fire plays an important role in plant diversity conservation and in some areas around the world, the presence of some plant species depends on natural fire. The extension of fire influences on soil is related to the fire severity. In fact, fire severity encompasses of two characteristics: extension and time of burning. On the other hand, fire extension and burning time are affected by humidity, air temperature, wind speed, topographical characteristics. Despite high frequency of fire in natural habitats and high level of fire effectiveness on soil parameters, study of fire impacts on soil characteristics were rarely reported in Iran. In addition, most previous studies were conducted in forest habitats, ignoring the severity of fire on soil.

Materials and Methods: In order to investigate the effect of fire severity on some soil physico-chemical characteristics, Yeylagh Dasht area (rangeland habitats) was selected in southern-east of national Golestan Park with three different plant covers, viz. grass, shrub and cushion. Many fires occurring have been reported in this park in each year. For the current study, we tried to select the habitats in which the fire was occurred at least one year before. A control area without burning with similar ecological parameters was also selected adjacent to the burnt area. in fact unburnt area was isolated by a road from burnt area, unable to extend the fire into unburnt area due to the road. Fire had been occurred in the burnt area in September, 2014. Soil samples with 15 replications in burnt area and 15 replications in unburnt were collected within a depth of 0-5 cm and then transported to the soil laboratory to measure some qualitative soil characteristics i.e. soil organic matter (SOM), particulate organic matter (POM), total nitrogen (TN) and aggregate stability (AS). All statistical analyses were done by R software. Before ANOVAs (one and two-ways) and unpaired t-test, we tested data for normal distribution by Shapiro-Wilk test and homogeneity of variance by Flinger Test.

Results and Discussion: The results of two-way ANOVA showed that the main effect of fire on soil was not significant while the main effect of fire severity and the interaction of fire and fire severity on SOM and POM were significant (Table 1). The results of one-way ANOVA showed that the content of SOM was significantly different between three different treatments in unburnt area (control area) while there were no significant differences between the three treatments (three fire severities) in burning areas. Therefore it can be discussed that the kind of vegetation (grassland, shrub or cushion) could affect SOM while the fire increased the spatial homogeneity of SOM. The same pattern of SOM was occurred for POM in burnt and unburnt areas. However, the results of unpaired t-test showed that POM was drastically decreased after high and intermediate fire severities. Aggregate stability and POM were significantly decreased in the intermediate and high severities of fire (cushion and shrub plant cover). Fire in the intermediate and high severities increased TN (Figure 1). We concluded that fire occurring by plants might be decreased POM and AS significantly. In addition, mineralization probable increased TN after burning. We also compared soil characteristics among three fire severities in burnt area and in unburnt area separately.

Table 1- The results of two-way ANOVA and main effects of fire and fire severity, and interactions

Parameter	Fire	Fire Severity	Fire × Fire Severity
	F-Value	F-Value	F-Value
Organic Matter	0.66	6.25**	5.69**
Particulate Organic Matter	1.87	10.42***	6.40**
Total Nitrogen	14.95***	3.18	4.38*
Soil Aggregate Stability	2.20	0.92	1.38

0.001 ***, 0.01 **, 0.05 * :Significant Code

1, 2 and 3 - MSc. Student, Associate Professor and Assistant Professor, Rangeland Department, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University
(* Corresponding Author Email: Rezaerfanzadeh@modares.ac.ir)

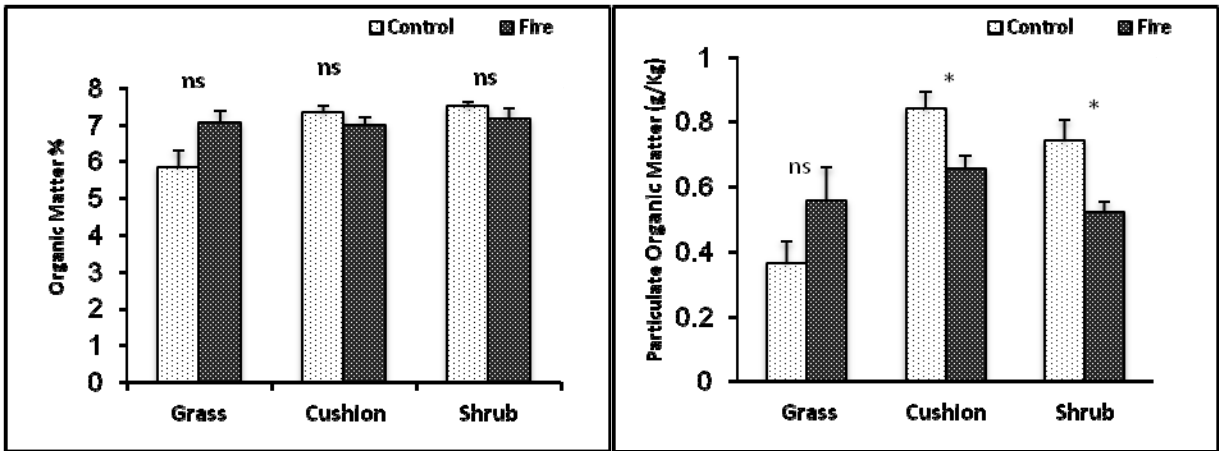


Figure 1- variation of soil parameters (organic matter and particulate organic matter) in different fire severities between burnt and unburnt areas (*: significant differences, ns: not significant differences)

Conclusion: This study showed that the variation of soil characteristic was mainly affected by different fire severities. Therefore, we emphasized that fire severity should be considered in the studies of the impact of fire on soil in different habitats. Fire can decrease the spatial heterogeneity of soil parameters among different sites. We showed that soil POM is a characteristic more sensitive than total SOM in confronting with fire.

Keywords: Golestan National Park, Particulate Organic Matter, Natural Fire, Soil Aggregate Stability

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 312-320

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۳۲۰-۳۱۲

تحلیل فراوانی رخداد یخبندان‌های زودرس پائیزه
مطالعه موردی: ایستگاه‌های همدید خراسان رضوی

نفیسه سیدنژاد گل خطمی[۱]- محبوبه فرزندی[۲*]- حجت رضایی پژند[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۷/۰۸
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۸/۰۵

چکیده

یخبندان‌های زودرس پائیزه یکی از پدیده‌های زیانبخش جوی است که همه ساله منجر به کاهش عملکرد محصولات کشاورزی و باغی می‌شود. هدف مقاله حاضر تحلیل فراوانی این پدیده است. روزهای یخبندان ایستگاه‌های همدید خراسان رضوی برای مطالعه موردی انتخاب و تحلیل فراوانی شده است. غربال اولیه و آزمون‌های‌پایه (تصادفی بودن، همگنی، استقلال و...) بررسی شدند. هشت تابع توزیع نرمال، گامبل نوع۱، گامای ۲ پارامتری، لوگ نرمال ۲و۳ پارامتری، پارتوی‌تعمیم‌یافته، حدی‌تعمیم‌یافته و پیرسون نوع۳ با پنج روش برآوردی گشتاورهای معمولی، حداکثر درست‌نمائی، گشتاورهای‌وزن‌دار احتمالی، حداکثر آنتروپی و گشتاورهای اصلاح‌شده تحلیل فراوانی شدند. آزمون نیکوئی برازش کولموگروف اسمیرنوف استفاده شد. دو روش برآورد PWM، ModM برتری نسبی خود را نسبت‌به روش‌های دیگر برآورد نشان دادند. تابع پارتوی تعمیم‌یافته برتری برازش را در۶۰ درصد از حالات نسبت به سایر توابع از خود نشان داد. هم‌چنین مشخص شد نمی‌توان یک قانون احتمالی یا یک روش برآورد خاص را برای تحلیل فراوانی یخبندان‌های زودرس پائیزه پیشنهاد کرد. نتایج رخداد اولین روز یخبندان به طور کلی حاکی از عدم روند مشخص مکانی در استان است. اولین یخبندان در دوره بازگشت ۲ ساله در تمام ایستگاه‌ها زودتر از آبان ماه رخ نمی‌دهد. همچنین این رویداد در دوره بازگشت ۱۰۰ساله نیز هیچ‌گاه زودتر از اول مهر رخ نمی‌دهد. این پدیده رابطه مناسبی با سایر عوامل مانند ارتفاع، طول و عرض جغرافیائی، دما، بارش ندارد.

واژه‌های کلیدی: اولین روز یخبندان، پارتوی تعمیم‌یافته، تحلیل آماری، گشتاورهای وزن‌دار احتمالی

مقدمه

تعداد، شروع و خاتمه روزهای یخبندان یک پدیده مهم هواشناسی است که کاربرد زیادی در کشاورزی، طراحی و اجرای سازه ها، خدمات بیمه محصولات کشاورزی وغیره دارد. سرمازدگی و یخبندان در مراحل مختلف رویشی برای محصولات کشاورزی و باغی بسیار مهم است. چون پروتوپلاسم گیاه فقط در یک دامنه محدودی از درجه حرارت قادر به ادامه فعالیت است. بنابراین رخداد آن منجربه محدودیت تولید می‌شود (۵ و ۷). میزان خسارات ناشی از سرمازدگی و یخبندان زود هنگام در اغلب سال‌ها براساس آمار واطلاعات رسیده از استان‌های کشور برروی محصولات حساس باغی به خصوص بادام، پسته، زرد آلو و هلو بیش از ۴۰ درصد بوده است (۲). درجه سرمازدگی گیاهان متفاوت است و باید برای هرگیاه به طور مجزا تحلیل شود (۱). می‌توان خسارت وقوع یخبندان زودهنگام را با تحلیل‌های ریاضی، پیش‌بینی و به کارگیری شیوه‌های مقابله با آن کاهش داد (۲).

تحلیل‌فراوانی یکی از روش‌های مفید و کلیدی تحلیل روزهای یخبندان (به‌عنوان یک داده حدی) است (۱۴). این تحلیل احتمال رخداد (دوره بازگشت) زمان شروع یخبندان را ارائه می‌دهد. پژوهشگران مختلف در ایران و سایر کشورها به این موضوع پرداخته‌اند. نوحی و همکاران (۱۰) طول دوره بدون یخبندان را با استفاده از تاریخ‌های آغاز و پایان یخبندان‌های تابشی و فرارفتی در نواحی زنجان، قزوین و تهران ودر دوره آماری (۱۹۶۲-۱۹۶۱) تا (۲۰۰۰-۱۹۹۹) تعیین نمودند. آنها فرض کردند که سری‌های زمانی تاریخ آغاز و خاتمه یخبندان‌های فرارفتی تصادفی و به صورت نرمال

۱- دانشجوی دکتری هواشناسی کشاورزی، گروه آبیاری و آبادانی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران
۲- دانشجوی دکتری هواشناسی کشاورزی، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(*- نویسنده مسئول: Email: mhb_farzandi@yahoo.com)
۳- مربی، گروه مهندسی عمران، دانشکده مهندسی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد مشهد

DOI: 10.22067/jsw.v31i1.26217

توزیع شده است. هژبرپور و علیجانی (۴) به تحلیل همدیدی یخبندان‌های استان اردبیل در دوره آماری ۱۹۹۵-۲۰۰۴ پرداختند. آنها یخبندان‌ها را به سه دسته طولانی‌ترین، زودترین و دیرترین تقسیم نمودند. سپس وقوع و شدت یخبندان‌ها را با توجه به سامانه-های فشاری بررسی کردند . میان‌آبادی و همکاران (۸) یخبندان‌های زودهنگام پائیزه ودیرهنگام بهاره و زمستان‌های استان خراسان رضوی را با استفاده از دستگاه اطلاعات جغرافیائی در دوره آماری (۶۳-۱۳۶۲) تا (۸۵-۱۳۸۴) بررسی و پهنه‌بندی نمودند. آنها فرض کردندکه شروع و خاتمه یخبندان از توزیع نرمال پیروی می‌کند. توکلی و حسینی (۱۹) شاخص‌های یخبندان و شروع پائیزه رابه صورت موردی در ایستگاه اکباتان همدان در دوره آماری ۲۳ساله (۱۳۸۴-۱۳۶۰) بررسی کردند. آنها یخبندان‌ها را به سه دسته ضعیف، متوسط و شدید تقسیم کردند. سپس با بررسی محدوده تغییرات زمانی وقوع، به تحلیل فراوانی وقوع یخبندان پرداختند. هم‌چنین معنی‌داری رابطه بین تاریخ شروع و پایان یخبندان را نشان دادند. رحیمی (۱۱) در منطقه کوهستانی البرز در شش ایستگاه با طول دوره آماری ۳۴ ساله (۱۹۹۵-۱۹۶۲) به تحلیل ریسک اولین و آخرین روز یخبندان پرداختند. آنها توزیع‌های نرمال،لوگ نرمال۲و۳پارامتری،گامبل نوع۱، گامای۲و۳ پارامتری و لوگ پیرسون نوع ۳را با دو روش برآورد گشتاوری و حداکثر درست‌نمائی بر داده‌های اولین و آخرین روز یخبندان برازش دادند. آنها برتری برازش توزیع پیرسون نوع ۳ را با روش حداکثر درستنمائی نشان دادند. کمالی و همکاران (۷) تجزیه و تحلیل داده های روزانه ۱۱۹ ایستگاه همدید در دوره آماری ۷۷-۱۳۶۸ را برای احتمال وقوع یخبندان با الگوهای رگرسیونی انجام دادند. رابطه مناسب بین یخبندان و ارتفاع و عرض جغرافیایی به دست آمد سپس پهنه بندی ایران انجام شده است.

اولین کار آماری در خصوص یخبندان‌ها در سایر کشورها به ریدو تولیبه سال ۱۹۱۶ می‌رسد (۱۷). آنها برازش توزیع نرمال را برداده‌های یخبندان انتخاب و پیشنهاد کردند. هم‌چنین تام و شاو (۲۰) توزیع نرمال را به عنوان قانون مناسب برای شروع و خاتمه رخداد یخبندان دریک دوره آماری ۳۰ساله در نظر گرفته اند. کار آنها مبنای پژوهش‌های متعددی شده است. استون و همکاران (۱۸) سری روزانه دما را در چند ایستگاه در شرق استرالیا در نظرگرفته و تعداد روزهای یخبندان و تاریخ آخرین یخبندان آنها را تحلیل نمودند. روت و همکاران (۱۶) خسارات ناشی از یخبندان زودهنگام را بر درختان در منطقه‌ای در شمال اروپا بررسی کردند. آنها دریافتند که یخبندان موجود در مناطق مرتفع تاثیر زیادی در این خسارت دارد. وینست و همکاران (۲۱) متذکر شدند که تعداد روزهای یخبندان در آمریکا و در فاصله زمانی۱۹۱۰ تا ۱۹۹۸ روند افزایشی داشته است.

مجاورت و نزدیکی استان خراسان رضوی با هسته پرفشار سرمایش دینامیکی سیبری سبب ریزش هجوم هوای سرد از شمال شرق کشور می‌شود. این پدیده اغلب خسارات قابل توجهی به علت بروز یخبندان زودرس به بخش‌های مختلف به ویژه باغات و کشاورزی می‌زند. این توده هوا علت اصلی تغییر در تعداد، زمان شروع و خاتمه روزهای یخبندان خراسان رضوی است (۶).

هدف مقاله حاضر تحلیل فراوانی اولین روز یخبندان درایستگاه‌های همدیداستان خراسان رضوی با برازش ۷ توزیع احتمالی (گامبل نوع۱، گامای۲پارامتری، لوگ‌نرمال ۲ و ۳ پارامتری، پارتوی تعمیم یافته، پیرسون نوع ۳ و حدی‌تعمیم یافته) با پنج روش برآورد (گشتاوری معمولی، گشتاوری پیراسته، گشتاوری وزن‌دار احتمالی، حداکثر درستنمائی و حداکثر آنتروپی) است. آزمون‌های پایه نیز برای برقراری فرض‌های پایه انجام شده است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه و داده‌ها

منطقه مورد مطالعه استان خراسان رضوی است. این استان در شمال‌شرقی ایران به مساحت ۱۲۸،۴۲۰ کیلومترمربع و محدود به - طول جغرافیایی $77'\ 55^\circ$ تا $15'\ 61^\circ$ و عرض‌جغرافیایی $24'\ 30^\circ$ تا $17'\ 38^\circ$ درجه است. تعداد کل ایستگاه‌های همدید استان۱۰ عدد است. مشخصات و طول دوره‌آماری آنها در جدول (۱) ارائه شده است. این ایستگاه ها زیرنظر سازمان هواشناسی خراسان رضوی قرار دارد (www.razavi.gov.ir). اول مهر شروع سال فرض شده است تا بتواند انطباق بهتری با محصولات کشاورزی و باغی داشته باشد.

تحلیل فراوانی

تحلیل فراوانی تخمین قانون‌احتمالی (تابع‌چگالی یا توزیع) حاکم بر متغیرتصادفی مورد مطالعه از روی نمونه است (۵). موارد زیر در تحلیل فراوانی رعایت شده است: غربال داده‌ها، آزمون‌های پایه (شامل استقلال، همگنی و...)، انتخاب توزیع‌های مناسب، برازش آنها و آزمون‌های نیکوئی برازش (۱۴ و ۱۲). اکثر گیاهان در زمان یخبندان‌های زودرس پائیزه برداشت شده و یا در حال برداشت هستند. گندم و جو دیم در مرحله سبز شدن و استقرار و گندم و جو آبی در مرحله پنجه زنی است. زیره و کنجد نیز معمولا با این یخبندان مصادف نمی‌شوند. به این ترتیب آستانه دمایی صفر درجه سلسیوس برای این یخبندان انتخاب و تحلیل فراوانی می شود (۸).

جدول ۱- مشخصات ایستگاه‌های همدید خراسان رضوی

Table 1- Khorasan Razavi synoptic stations characteristics

ایستگاه Station	ارتفاع Elevation (m)	طول جغرافیائی Longitude	عرض جغرافیائی Latitude	حجم نمونه : دوره آماری Sample size: period
تربت جام Torbat-e jam	950	60,35	35,15	18:1371-1388
تربت حیدریه Torbate-Heydarieh	1451	59,13	35,16	21:1368-1388
سبزوار Sabzevar	978	57,43	36,12	21:1368-1388
سرخس Sarakhs	235	61,10	36,12	22:1366-1387
قوچان Ghochan	1287	58,30	37,04	21:1368-1389
کاشمر Kashmar	1110	58,12	35,12	22:1366-1387
گلمکان Golmakan	1176	59,17	36,29	22:1366-1387
گناباد Gonabad	1056	58,41	34,21	21:1368-1388
مشهد Mashhad	999	59,38	36,16	46:1342-1387
نیشابور Neyshabur	1213	58,48	36,16	20:1369-1388

غربال داده‌ها و آزمون‌های پایه

مبنای تحلیل فراوانی نمونه‌ای است که آن را مشاهدات می‌نامند. اگر داده‌ای مشکوک، نادرست یا نادقیق باشد، تعمیم خصوصیات نمونه به جامعه به درستی انجام نمی‌شود. بنابراین اولین گام بررسی دقت، صحت، داده‌های مشکوک و غیره است. این کار با رسم نمودارهای مختلف، مشاهدات چشمی، وارسی با قاعده سه زیگمای معمولی و استوار انجام می‌شود. قاعده سه زیگمای استوار براساس انحراف از میانه بنا شده است (۱۵).

نمونه‌های مورد بحث در علم آمار و احتمال با یک طرح نمونه‌گیری مانند تصادفی، سیستماتیک و غیره انتخاب می‌شوند. این نمونه خصوصیات ریاضی لازم را برای تعمیم به جامعه دارد. این خواص ما را مطمئن می کند که نمونه انتخابی استنباط درستی از جامعه ارائه می کند. این نمونه به طور خودکار دارای خواص استقلال، همگنی، نداشتن روند، داده‌پرت و غیره است. اما نمونه‌ای که در آب و هواشناسی در اختیار قرار می‌گیرد، نمونه‌ای است که بدون یک طرح نمونه‌گیری انتخاب شده است. به عبارت دیگر یک نمونه اجباری است. یعنی ما آن‌را با روش‌های نمونه‌گیری از جامعه انتخاب نکرده‌ایم تا خواص لازم ریاضی را دارا باشد. بنابراین باید بررسی شود که آیا نمونه خواص فوق را دارد یا خیر؟ اگر این خواص را دارا باشد، آنگاه می‌توان آن را یک نمونه مناسب تشخیص و استنباط جامعه را به سامان رساند. در غیراین‌صورت تحلیل به روش‌های معمول کارائی لازم را ندارند. وجود این خواص با آزمون‌های آماری مناسب تائید یا رد می‌شود (۱۳). آزمون‌های معروف عبارت‌انداز: آزمون گردش (تشخیص تصادفی بودن)، آزمون من-ویتنی (تشخیص همگنی ونداشتن جهش)، آزمون والد- وولفویتز (تشخیص استقلال وایستائی) و گروبز- بک و سه زیگمای استوار (تشخیص داده پرت) (۱۴).

قوانین احتمالی و روش‌های برآورد پارامترها

اولین روز یخبندان یک متغیر حدی است. لذا قوانین احتمالی مناسب برای تحلیل آن عبارت‌اند از: گامبل نوع ۱ (GU1)، گامای ۲پارامتری (GA2)، لوگ‌نرمال ۲ و۳ پارامتری (LN2,LN3)، پارتوی تعمیم یافته (GPA)، پیرسون نوع ۳ (PT3) و حدی تعمیم یافته (GEV) (۴ و ۲۳).

روش‌های برآورد پارامترها

برآورد پارامترهای قوانین احتمالی فوق مطابق زیر است (۱۴).

۱- پارامترهای توزیع گامبل‌نوع۱ به چهار روش گشتاورهای معمولی (MOM)، حداکثر درست نمائی (MML)، گشتاورهای وزن‌دار احتمالی(PWM) ، حداکثر آنتروپی(ENT) برآورد شده‌اند.

۲- پارامترهای توزیع‌های گامای دو پارامتری و لوگ‌نرمال ۲پارامتری به سه روش گشتاورهای معمولی (MOM)، حداکثر درست نمائی (MML) و گشتاورهای وزن‌دار احتمالی (PWM) برآورد شده-

است.

۳- پارامترهایتابع توزیع لوگ نرمال ۳ پارامتری به دوروش گشتاورهای معمولی (MOM) و گشتاورهای وزن دار احتمالی (PWM)برآورد شده‌است.

۴- پارامترهای توزیع پارتوی تعمیم‌یافته به چهار روش گشتاورهای معمولی (MOM)، گشتاورهای وزن‌دار احتمالی (PWM)، حداکثر درستنمائی (MML) و گشتاورهای اصلاح شده (ModM) برآورد شده‌است.

۵- پارامترهای توزیع پیرسون نوع ۳ به سه روش گشتاورهای معمولی (MOM)، گشتاورهای وزن‌دار احتمالی و گشتاورهای اصلاح شده (ModM) برآورد شده‌است.

جدول ۲- نتایج تحلیل آزمون‌های پایه برای رخداد اولین روز یخبندان: A قبول و R رد

Table 2- The results of the test base for the first day of frost: A(accept), R(reject)

ایستگاه Station	تصادفی بودن Randomness	استقلال Independence	همگنی و نداشتن جهش Homogeneity and lack of jump	نبود داده پرت بالائی without upper Outlier	نبود داده پرت پائینی without Lower Outlier
تربت جام Torbat-e jam	A	A	A	A	A
تربت حیدریه Torbate-Heydarieh	A	A	A	A	A
سبزوار Sabzevar	A	A	A	A	R
سرخس Sarakhs	A	A	A	A	A
قوچان Ghochan	A	A	A	A	A
کاشمر Kashmar	A	A	A	A	A
گلمکان Golmakan	A	A	A	A	A
گناباد Gonabad	A	A	A	A	R
مشهد Mashhad	A	A	A	A	R
نیشابور Neyshabur	A	A	A	A	A

۶- پارامترهای توزیع‌حدی تعمیم یافته (GEV) نیز با دو روش گشتاورهای وزن‌دار احتمالی (PWM) و حداکثر درست‌نمائی (MML)برآورد شده‌است.

آزمون نیکوئی برازش: تشخیص قانون احتمالی برتر توسط آزمون نیکوئی برازش کولموگروف اسمیرنوف (KS) در سطح ۵ درصد انجام شد. این آزمون ناپارامتری است و براساس مقایسه تابع توزیع تجربی و نظری برازش بر داده ها بنا شده است. قانون احتمالی در صورتی برازش دارد که بیشترین تفاضل از مقدار بحرانی معرفی شده توسط کولموگروف اسمیرنوف کمتر باشد (۱۴).

نتایج و بحث

تحلیل فراوانی اولین روز یخبندان کلیه ایستگاه‌های همدید خراسان رضوی موضوع این مقاله است. شروع سال اول مهر در نظر گرفته شد تا انطباق بهتری با زراعت و باغبانی باشد. داده‌های در دسترس دمای حداقل روزانه ده ایستگاه همدید است. داده‌های سه ایستگاه (کاشمر، سرخس، گلمکان) برحسب سال میلادی و بقیه برحسب سال شمسی (شروع از فرودین) بود. ابتدا داده‌های اولین یخبندان برای هر سال با شروع از اول مهر استخراج، سپس فاصله اولین روز یخبندان تا اول مهرماه برای هر ایستگاه به صورت عددی مشخص شد. در نتیجه داده‌های اولین روز یخبندان هر ایستگاه (شروع از مهر) به‌دست آمد. مرحله بعد انجام غربال داده‌ها به منظور بررسی صحت و دقت داده‌هاست. داده‌های مشکوک و نادرست اصلاح شد. چند داده‌ی مشکوک در قوچان مشاهده شد که با بررسی رگرسیونی اصلاح و ترمیم شدند. داده‌های تمام ایستگاه‌های همدید خراسان رضوی با آزمون‌های گردش، من- ویتنی، والد- ولفویتز، گروبز-بکز و سه زیگمای استوارآزمون شدند. جدول (۲) نتیجه نهائی

آزمون‌های پایه را نشان می‌دهد. موارد زیر ازاین جدول نتیجه می‌شود. ۱- داده‌های کلیه ایستگاه‌ها تصادفی تلقی می‌شوند. ۲- استقلال و همگنی همه ایستگاه‌ها تائید می‌شود (رد نمی‌شود). کلیه آزمون‌ها در سطح ۵ درصد و گروبزبک در سطح ۱۰ درصد انجام شده است. ۳- ایستگاه‌های مشهد، گناباد، سرخس و کاشمر داده‌پرت پائینی دارند. ضریب چولگی این ایستگاه‌ها به‌ترتیب: ۰/۰۰۲، ۰/۵۸۲ - ۰/۱۲۹- ۰/۰۸۱- است. این ضرایب نشان می‌دهد که داده‌های آنها متقارن یا چوله به چپ هستند. یعنی تولید داده‌پرت پائینی از خصوصیات ذاتی آنهاست و این داده‌های پرت انحراف زیادی از بدنه داده‌ها ندارند و می‌تواند جزء خصوصیات ذاتی نمونه بوده و نباید آنها را حذف کرد (۳).

تحلیل فراوانی داده‌های ایستگاه‌ها پس از غربال و آزمون‌های پایه انجام شد. هفت توزیع حدی با پنج روش برآورد (بند۲-۲-۳) برداده‌ها برازش داده شد. انتخاب قانون برتر و نیکوئی برازش با استفاده از آزمون کولموگروف اسمیرنوف (KS) انجام شد. این آماره برای بعضی ایستگاه‌ها در چند روش برآوردی نزدیک به هم داشت. خصوصیات نمونه مانند حجم و رفتار روش برآورد برای انتخاب روش برتر مدنظر قرار گرفت. کلیه تحلیل‌های فوق با برنامه‌نویسی و استفاده از بسته‌های نرم افزاری Matlab.2006 صورت گرفت. جدول (۳) بهترین توزیع و بهینه‌ترین روش برآورد پارامترها را نشان می‌دهد. موارد زیر نتیجه تحلیل فراوانی است.

تحلیل فراوانی این ایستگاه‌ها (جدول ۳) نشان می‌دهد که قانون احتمالی مشخصی را نمی‌توان برای تحلیل اولین روز یخبندان پیشنهاد کرد. توزیع GPAدر۶۰ درصد از حالات برتری خود را نشان داده است (جدول ۳). این نتیجه با تحقیقات انجام گرفته توسط اکثر پژوهشگران مغایرت دارد. اما می‌توان پیشنهاد کرد که توزیع GPA در تحلیل یخبندان در اولویت قرار گیرد. به عنوان مثال برازش این تابع بر داده‌های قوچان بیانگر این بود که رخداد اولین روز یخبندان با دوره بازگشت ۲ساله هفتم آبان، با دوره بازگشت ۵ساله: ۱۸مهر، با دوره بازگشت ۱۰ساله ۱۲مهر، بادوره بازگشت ۲۰ ساله ۹ مهر، با دوره بازگشت ۵۰ ساله ۷مهر و...است.

جدول ۳- تحلیل فراوانی رخداد اولین روز یخبندان در دوره‌های بازگشت مختلف (به بالا گرد شده)

Table 3- First frost days frequency at different return periods(upper round)

ایستگاه Station	توزیع Distribution	روش برآورد Estimation method	دوره بازگشت Return period (year)					
			2	5	10	20	50	100
سرخس Sarakhs	GEV	MML	57	42	34	28	22	17
گناباد Gonabad	LN2	PWM	61	52	48	45	41	39
کاشمر Kashmar	GPA	MML	71	55	47	42	37	34
سبزوار Sabzevar	LN2	PWM	69	54	48	43	39	36
تربت جام Torbat-e jam	GPA	PWM	71	48	37	29	22	19
مشهد Mashhad	Gam2	PWM	40	27	22	17	14	12
تربت حیدریه Torbat-e Heydarieh	GPA	MOdM	42	25	19	15	13	12
نیشابور Neyshabur	GPA	MOdM	45	29	22	18	14	13
قوچان Ghochan	GPA	MOdM	37	18	12	9	7	7
گلمکان Golmakan	GPA	MML	46	25	18	14	12	11

نمادها :GPA، توزیع پارتوی تعمیم یافته. Gam2 ، گامای۲پارامتری. LN2، لوگ‌نرمال ۲پارامتری.GEV، حدی تعمیم یافته. Tr، دوره بازگشت (سال)

اولین روز یخبندان کلیه ایستگاه‌ها با دوره بازگشت۲ساله زودتر از آبان ماه رخ نمی‌دهد. این موضوع برای دوره بازگشت ۵ ساله برای ۵ ایستگاه (قوچان، مشهد، تربت حیدریه، نیشابور و گلمکان) در نیمه دوم و اواخر آبان رخ می‌دهد. درحالیکه ۵ ایستگاه دیگر در نیمه اول

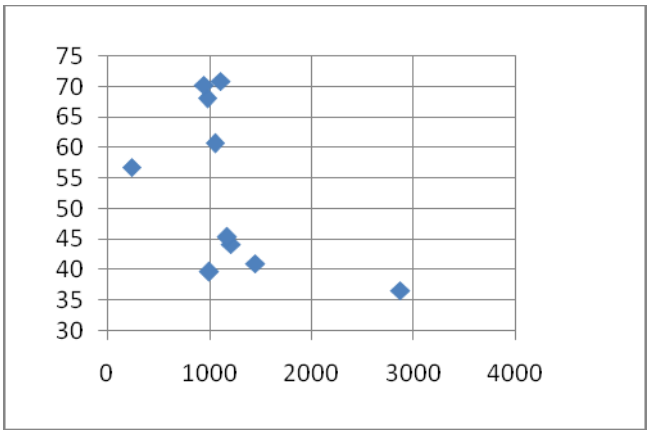
آذرماه رخ می‌دهد (جدول ۳).

این یخبندان در دوره بازگشت ۱۰۰ساله برای ۵ ایستگاه فوق در نیمه اول مهر، دو ایستگاه سرخس و تربت‌جام در نیمه دوم مهر و سه ایستگاه کویری گناباد، سبزوار و کاشمر در نیمه اول آبان ماه است (جدول ۳).

انجام آزمون‌های پایه نشان داد که داده‌پرت در نمونه‌ها وجود دارد. بنابراین انجام آن ضروری است. انجام این آزمون در پژوهش‌های در دسترس به چشم نمی‌خورد. نمی‌توان روش برآورد خاصی را برای تحلیل اولین روز یخبندان توصیه کرد. اما روش PWMدر۴۰ درصد از حالات برتری خود را نشان داده است. این روش نسبت به حجم نمونه حساسیت کمتری دارد. درنتیجه انتخاب آن برای نمونه‌های با حجم کم با اطمینان بیشتری همراه است.این نتیجه با تحقیقات انجام گرفته توسط اکثر پژوهشگران مغایرت دارد. آنها از دو روش MOM و MML استفاده کردند.

توزیع‌های لوگ‌نرمال۳پارامتری و پیرسون نوع۳ که توسط برخی از پژوهشگران توصیه شده است، در ۳۰ درصد از حالات (ایستگاه‌های گناباد، گلمکان و سرخس) برازش نداشت. بنابراین استفاده از این دو قانون احتمالی باید با احتیاط صورت پذیرد.

رابطه بین وقوع یخبندان و سایر عوامل ایستگاه‌ها مانند ارتفاع، بارش، دما نیز بررسی شد تا بتوان توصیفی از روند شروع یخبندان در سطح استان ارائه داد. متاسفانه رابطه مناسبی به دست نیامد. به عنوان مثال شکل (۱) نمودار پراکنش احتمال فاصله روز وقوع اولین یخبندان تا اول مهر با دوره بازگشت ۲سال را با ارتفاع ایستگاه‌ها نشان می‌دهد.



شکل ۱- نمودا رپراکنش یخبندان با دوره بازگشت ۲ ساله (محورعرض‌ها) وارتفاع ایستگاه‌ها(متر) (محورطول‌ها)

Figure 1-Scatter plot frost distribution 2-year return period (width axis) altitude stations (m) (long axis)

رابطه مناسبی را نمی‌توان برای این نمودار به‌دست آورد. فقط روندی کلی از شمال به جنوب دیده می‌شود. این روند نشان می‌دهد که ایستگاه‌های شمالی یخبندان زودتری دارند. مثلا این وقوع برای دوره‌ی بازگشت ۲ساله عبارتست از: قوچان (هفتم آبان)، مشهد (ده آبان)، تربت‌حیدریه (دوازدهم آبان)، نیشابور (پانزدهم آبان)، گلمکان (شانزدهم آبان)، سرخس (۲۷ آبان)، گناباد (اول آذر)، سبزوار (نهم آذر)، تربت جام (یازدهم آذر) و کاشمر (یازدهم آذر).

قوچان شمالی‌ترین ایستگاه خراسان رضوی بوده و اولین ایستگاهی است که در زیر نفوذ پرفشار سرمایی دینامیکی قرار می‌گیرد. لذا زودترین رخداد یخبندان را دارد. ایستگاه های آخر جدول (۳) دیرترین رخداد را دارند. علت کویری بودن و تاثیر کمتری (با تاخیر) این پر فشار بر این ایستگاه ها است. این ترتیب تقریبا در تمام دوره‌های بازگشت مشاهده می‌شود.

نتیجه‌گیری کلی

هدف این مقاله تحلیل فراوانی وقوع اولین روز یخبندان ایستگاه‌های همدید خراسان رضوی است. این تحلیل به منظور پیش-آگاهی حادثه غیرمترقبه پدیده یخبندان‌های زودرس است. ابتدا غربال داده‌ها و آزمون‌های پایه انجام شد. آزمون‌های پایه نشان داد که داده پرت در برخی ایستگاه‌ها وجود دارد. داده‌ها برای تحلیل فراوانی پس از بررسی‌های لازم آماده شدند. انتخاب بهترین تابع توزیع برای تعیین احتمال وقوع اولین روز یخبندان مدنظر قرار گرفت. هفت تابع توزیع GU1، GA2، LN2,LN3، GPA، PT3و GEV با پنج روش برآورد MOM، MdoM، PWM، MML وENT بر داده‌ها برازش داده شد. آزمون KSبهترین تابع برازشی وبهترین روش برآورد پارامترها را برای داده‌های هر ایستگاه ارائه داد (جدول ۳). نتایج نشان داد که هر ایستگاه از توزیع خاصی پیروی می‌کند. لذا نمی‌توان توزیع‌خاصی را برای تمام ایستگاه‌های استان پیشنهاد نمود. شش

ایستگاه از GPA پیروی می‌کنند که ۶۰ درصد ایستگاه‌ها را شامل است (جدول ۳). لذا توجه به قانون GPA در تحلیل فراوانی یخبندان-ها مهم است. روش برآورد PWM برتری خود را نسبت به سایر روش‌ها نشان داد (جدول ۳). رابطه بین اولین روز یخبندان در دوره-های بازگشت مختلف با سایر عوامل مانند: ارتفاع، دما و بارش بررسی شد. رابطه مناسبی به دست نیامد (شکل ۱). اما می‌توان به‌طور کلی ادعا کرد که هرچه از شمال خراسان رضوی به سمت جنوب حرکت - کنیم، رخداد اولین روز یخبندان به تاخیر می‌افتد. بررسی توزیع مکانی اولین رخداد یخبندان در استان نشان داد که این پدیده از لحاظ مکانی از نظم خاصی برخوردار نیست.

منابع

1- Alizadeh A., 2011. Climate and agricultural meteorology. Beh-Nashr. Iran. Mashhad.
2- Amirrghami N.R., Sanjari D. and Bozorgnia A. 2002. Elementary survey sampling. Mashhad University.
3- Baranet, V., Lews, Toby, 1987. Outliers in Statistical Data. John Wiley & Sons, 458 PP.
4- Hozhirpur Gh. and Alijani B. 2007. Frost Synoptic analysing of Ardabil province, Geography and Development, 10: 89-106. (In Persian).
5- Isazadeh Sh., Memarian M. H., Mirkani S.M. and Taghizadeh A. 2010. Frost Synoptic Analysis of East Azarbaigan Province, 14th Conference on Geophysics, 11-13 May 2010. Tehran. (in Persian)
6- Ismaili, R. and Adab H., 2010. Evaluation of late frosts changes of Khorasan in the future climate, Proceedings of the Fourth International Congress of the Islamic World Geographers, Iran. Zahedan. 27-25 Persian date Farvardin 2010. (in Persian with English abstract)
7- Kamali Gh.A., Hajam S. and Khairkhah A. 2008. The Assessment of Relationship between durabiling of the lost spring frost & apple production loss in Tehran, P. 2-17. Workshop frost, frost and ways of dealing with it. 30 April 2008 Administration of Meteorological Semnan province. Iran. Semnan. (In Persian with English abstract)
8- Mianabadi A., Mousavi- Baygi M., Sanai Nejad H. and Nezami A. 2009. Assessment and mapping of early autumn. late spring and winter freezing in Khorasan Razavi province using GIS, Journal of Water and Soil, 23(1):79-90. (in Persian with English abstract)
9- Noohi K., Pedram M., Sahraian F. and Kamali G.A. 2006. Analysis of first fall and last spring advectionand radiation-advection frosts in Azerbaijan provinces, Pajouhesh & Sazandegi. 75: 78-85. (in Persian with English abstract)
10- Noohi K., Sahraian F., Pedram F. and Sedaghat-kerdar A. 2007. Determination the no frost period by the dates of beginning and end of the advection and radiation frost in the region of Zanjan, Qazvin and Tehran. Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, 46: 449-460.
11- Rahimi M., Hajjam, S., Khalili, A. and Kamali. G. A. 2007. Risk analysis of first and last frost occurrences in the central Alborz region. Iran. International Journal of climatology, 27(3): 349–356.
12- Rao, A., Khaled H. Hamed,Raton and Boca .2000. Flood Frequency Analysis, CRC Press LLC. 350 pp.
13- Rezaee-Pajand H. and Bozorgnia A. 2006. The gamma family and derived distributions applied in hydrology, Ferdowsi university press. Mashhad.
14- Rezaee-Pazhand H. 2001. Application of statistics and probability in water resources, Sokhan gostar. Iran. Mashhad.
15- Ricardo A. Maronna, R. Douglas Martin and V´ıctor J. Yohai.2006. Robust Statistics, Jhon Wiley.417pp.
16- Root TJ., Price JT., Hall KR., Schneider SH., Rosenzweig C. and Pounds JA. 2003 . Fingerprints of global warming on wild animals and plants, Nature (Lond) 421: 57–60)
17- Rosenberg NJ. and Myers RE. 1962.The nature of growing season frosting and along the Platte valley of Nebraska", Monthly Weather Review , 90: 471–478.
18- Stone R., Nicholls, N. and Hammer, G. 1996. Frost in NE Australia, trends and influence of phases of the Southern Oscillation".Journal of climate 9: 1896-1909.
19- Tavakoli M. and Hosseini M. 2006. evaluation indicators and the seasonal frost in Iran (Case Study Ekbatan station ,Journal of Nivar, the new course No. 61, page 31. (in Persian with English abstract)
20- Thom H. C. S. and Shaw R. H. 1958. Climatological analysis of freeze data for Iowa, Monthly Weather Rev.86: 251-257.
21- Vincent LA., Peterson TC., Barros VR., Marino Mb., Rusticucci M., Carrasco G., Ramirez E., Alves LM., Ambrizzi T., Berrlato MA., Grimm AM., Marengo JA., Molion L., Moncunill DF., Rebello E., Anunciacao YMT., Quintana J., Santos JL., Baez J., Coronel G., Garcia J., Trebejo I., Bidegain M., Haylock MR. and Karoly D. 2005. Observed trends in indices of daily temperature extremes in South America 1960–2000, Journal of climate 18: 5011–5023.
22- www.razavimet.gov.ir
23- Yevjevich,V. 1972. Probability and Statistics in Hydrology,Water Resources PUB. 302pp.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 312-320

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین –اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۳۲۰-۳۱۲

The Occurrence of Early Autumn Frost Frequency Analysis Case Study: Khorasan Razavi's Synoptic Stations

N. Seyyed Nezhad Golkhatmi[1]-M. Farzandi[2]*- H. Rezaee-Pazhand[3]

Received: 30-09-2013
Accepted: 26-10-2016

Introduction: The analysis of extreme events such as first frost dates are detrimental phenomena which influence in various branches of engineering, such as agriculture. The analysis and probability predicting of these events can decrease damage of agriculture, horticulture and the others. Furthermore, this phenomenon can have a relation with other thermal indexes. The analyzing of first frost dates of all synoptic stations of Khorasan Razavi province is subject of this article**.** The frequency analysis applied to eight distributions. Then the relationship between first frost dates and thermal index were studied. Best relation was between minimum temperature and return periods of first frost dates.

Materials and Methods: The analyzing of first frost dates (origin is March 21) of all synoptic stations of Khorasan Razavi province is subject of this article. At first data of each station were screening. The basic properties such as homogeneity, randomness, stationary, independence and outliers must be tested. The eight distribution Normal, Gumbel type 1, Gamma 2-parameter, Log normal 2 or 3 parameters, Generalized Pareto, Generalized extreme values and Pearson Type 3 fitted to data and the parameters estimated with 7 methods by the name of the several types of Moments (5 methods), maximum likelihood and the maximum Entropy. The Kolmogorov – Smirnov goodness of fit test can be used to compare the best distribution. The return periods of first frost dates are major application in frequency analysis. There is maybe a relationship between periods and thermal index such as min, max and mean temperature. This relationship can be adapted by regression methods.

Results and Discussion: The statistical analysis for prediction probabilities and return periods of the first frost dates for all synoptic stations in Khorasan Razavi province and the relationship between annual temperature indicators and this phenomenon is the aim of this article. The origin date of this phenomenon is March 21. First, data were screened. Then basic hypothesis test were applied which including the Runtest (randomness), the Mann-Whitney test (homogeneity and jump), the Wald-Wolfowitz test (independence and stationary), the Grubbs and Beck test (detection Outliers) and the three sigma methods (Outlier). The results were: 1-The Sabzevar, Mashhad and Gonabad had lower Outliers that will not cause any problem in data analysis by their skewness. The first frost data of all station were without upper outlier. 2- The independence of all stations was accepted at the 10% level. 3-All stations were Randomness, Independence and homogeneous and lack of jump. Eight probability distributions (Normal, Gumbel type 1, 2-parameter gamma, 2 and 3 parameters log-normal, the generalized Pareto, the generalized extreme values and the Pearson type 3) were applied. The skewness coefficients for all stations were more than 0.1 so Normal distribution was rejected. Also the7 methods of estimation (five different methods of moments, maximum likelihood and maximum entropy methods) were used. The ks fit test was applied. The ks for some stations were closed together at several estimations methods. The results are as follows: GPA (4 times), PT3 (4 times), LN2 (4 times), GA2 (3 times). Generalized Pareto distribution had the best fitted to data (60% of cases compared to the other functions). The results significantly indicated that the occurrence of first frost on the first day of process is in place. The first frost in the period of 2 years at all stations, not occur earlier than Aban(October 28). The 100-year return period event does not occur earlier than first of Mehr(September 22). There is no significant relationship between first frost in the period of 2 years with other factors such as altitude, latitude, longitude, temperature and precipitation as well.

Conclusion: Date of the first fall frost is one of the unfavorite climate influences that cause reduction in crop products. The purpose of this paper is to analysis the frequency occurrence of first frost day in several Khorasan's synoptic stations as study area. Screening and initial basic tests such as randomness homogenity, independence, etc. were done. Eight distribution function, namely Normal, Gumbel type 1, Gamma 2 parameters, Log normal 2 and 3 parameters, Generalized Pareto and Pearson type III were fitted to data with five

1- Phd Student, Department of Irrigation and Reclamation, College of Agriculture & Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran
2 - Phd Student , Depattment of Water Engineering, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad
(*-Corresponding Author Email: mhb_farzandi@yahoo.com)
3 - Lecturer, Depattment of Civil Engineering, College of Engineering, Azad Slamic University Unit of Mashhad

probability distributions methods (Ordinary Moments, Maximum Likelihood method, Modified Moments, Probability Weighted Moment and Maximum Entropy). Goodness of fit test was Kolmogorove-Smirnov test. PWM and ModM methods revealed relatively superior results compared to the rest of methods. Generalized Pareto distribution had the best fitted to data (60% of cases compared to the other functions). The results significantly indicated that the occurrence of first frost on the first day of process is in place. The first frost in the period of 2 years at all stations, not occur earlier than Aban. The 100-year return period event does not occur earlier than first of Mehr. There is no significant relationship between first frost in the period of 2 years with other factors such as altitude, latitude, longitude, temperature and precipitation as well.

Keywords: First frost, Generalized Pareto Distribution, Probable Weighted Moments, Statistical analysis

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 321-330

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۳۳۰-۳۲۱

واسنجی و ارزیابی مدل‌های مختلف تخمین تابش خورشیدی روزانه در مقیاس‌های زمانی فصلی و سالانه در منطقه شیراز

حمید رضا فولادمند[1*] - فرزانه کریمی[2]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۸/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۱/۳۰

چکیده

تابش خورشیدی رسیده به سطح زمین دارای کاربرد بسیار وسیعی در مسایل هیدرولوژی، کشاورزی و هواشناسی می‌باشد. تابش خورشیدی از پارامترهای مهم مدل های برآورد تبخیرتعرق پتانسیل گیاه مرجع مانند معادله پنمن- ماتیت می باشد، اما اندازه گیری آن در تعداد کمی از ایستگاه‌های هواشناسی ایران انجام می‌شود. با توجه به آن‌که اندازه گیری این پارامتر پرهزینه است، تاکنون مدل‌های متعددی جهت برآورد آن در اقلیم‌های مختلف پیشنهاد شده است. در این تحقیق از داده‌های اندازه‌گیری شده روزانه تابش خورشیدی در ایستگاه شیراز استفاده شد. از آمار سال‌های ۱۳۸۵ تا ۱۳۸۷ برای واسنجی و از آمار سال‌های ۱۳۸۸ تا ۱۳۸۹ برای ارزیابی چهارده مدل مختلف برآورد تابش خورشیدی در مقیاس‌های زمانی فصلی و سالانه استفاده شد. مدل‌های استفاده شده در این تحقیق شامل سه دسته وابسته به ساعات آفتابی، وابسته به دمای هوا و وابسته به ترکیب ساعات آفتابی و دمای هوا بودند. برای ارزیابی مدل‌های مختلف تخمین تابش خورشیدی از ترکیب فرمول‌های آماری و همبستگی خطی استفاده شد و مقدار میانگین مربع انحراف (MSD) محاسبه گردید. متوسط مقدار MSD برای چهارده مدل انتخابی در فصل‌های بهار تا زمستان به ترتیب برابر ۲۴/۱۶، ۲۰/۴۲، ۴/۰۸ و ۱۶/۱۹ و در مقیاس سالانه برابر ۱۵/۴۰ شد. لذا نتایج نشان داد که در مجموع استفاده از تخمین تابش خورشیدی برای فصل پاییز و مقیاس زمانی سالانه مناسب‌تر است. از طرف دیگر متوسط مقدار MSD برای مدل‌های وابسته به ساعات آفتابی، وابسته به دمای هوا و وابسته به ترکیب ساعات آفتابی و دمای هوا در مقیاس سالانه به ترتیب برابر ۱۴/۸۲، ۱۷/۴۰ و ۱۴/۸۸ شدند. لذا نتایج نشان داد که مدل‌های وابسته به دمای هوا برای تخمین تابش خورشیدی در منطقه شیراز مناسب نیستند و استفاده از ساعات آفتابی برای تخمین تابش خورشیدی در این منطقه ضرورت دارد.

واژه‌های کلیدی: تابش خورشیدی، دمای هوا، ساعات آفتابی، شیراز

مقدمه

تابش خورشیدی رسیده به سطح زمین (R_s) از پارامترهای مهم در توازن حرارتی سیستم جو- زمین است و در مسائل مربوط به انرژی، هواشناسی، کشاورزی، هیدرولوژی و بسیاری از علوم دیگر کاربرد دارد و برآورد صحیح مقدار آن در محاسبات تبخیرتعرق و نیاز آبی گیاه نیز دارای اهمیت بوده و از ارکان مهم معادله پنمن- مانتیت (۶) برای محاسبه تبخیرتعرق پتانسیل گیاه مرجع می‌باشد. برای اندازه‌گیری R_s در ایستگاه‌های سینوپتیک هواشناسی معمولاً از پیرانومتر استفاده می‌شود، اما به دلیل کمبود امکانات اندازه‌گیری آن در بسیاری از ایستگاه‌های هواشناسی ایران انجام نمی‌شود. از این‌رو پژوهشگران زیادی روش‌های تخمینی این پارامتر را ارائه نموده‌اند که به طور کلی می‌توان آن‌ها را به سه دسته تقسیم نمود که عبارتند از: روش‌های وابسته به دمای هوا، روش‌های وابسته به ساعات آفتابی و روش‌های ترکیبی وابسته به دمای هوا و ساعات آفتابی. به عنوان نمونه از مهم‌ترین و ساده‌ترین معادله‌های تخمین R_s معادله آنگستروم (۷) است که تنها به ساعات آفتابی وابسته است و ریتولد (۲۵) نیز معادله ساده دیگری را برمبنای ساعات آفتابی ارائه نمود. هارگریوز و سامانی (۱۵) و هارگریوز و همکاران (۱۴) نیز دو معادله ساده برمبنای دمای هوا برای تخمین R_s ارائه نمودند. تحقیقات موسوی بایگی و همکاران (۲۲) برای منطقه مشهد نشان داد که معادله ساده آنگستروم (۷) برای تخمین R_s مناسب‌تر از سایر معادله‌ها است و دو ضریب این معادله برای منطقه مشهد نیز توسط علیزاده و خلیلی (۵) برابر ۰/۲۳ و ۰/۴۴ و توسط خلیلی و رضایی‌صدر (۱۷) برابر

۱- دانشیار گروه آبیاری، واحد مرودشت، دانشگاه آزاد اسلامی، مرودشت
(*- نویسنده مسئول: Email: hrfoolad@miau.ac.ir)
۲- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد، گروه آبیاری، واحد شیراز، دانشگاه آزاد اسلامی، شیراز

DOI: 10.22067/jsw.v31i1.50566

۰/۳ و ۰/۳۷ گزارش شده است. تحقیقات خلیلی اقدام و سلطانی (۱۸) در منطقه گرگان نشان داد که برای تخمین R_s استفاده هم‌زمان از ساعات آفتابی و دمای هوا مناسب می‌باشد. زندپاسا و همکاران (۲۶) و مجنونی هریس و بهادری (۲۰) برای منطقه باجگاه در استان فارس شرایط ابرناکی منطقه را وارد معادله آنگستروم (۷) نمودند و معادله فوق را برای منطقه ذکر شده اصلاح نمودند. فولادمند و هادی‌پور (۱۱) نیز برای منطقه رشت با توجه به زیاد بودن روزهای ابری در این منطقه، معادله‌های مختلف تخمین R_s را برای روزهای ابری و غیر ابری به طور جداگانه واسنجی و ارزیابی نمودند و معادله آنگستروم (۷) را برای روزهای غیر ابری توصیه نمودند و برای روزهای ابری نشان دادند که کلیه معادله‌های ارائه شده نامناسب هستند. کمالی و همکاران (۱۶) و نوریان و همکاران (۲۳) نیز در دو تحقیق مختلف مدل‌های تخمین تابش را به ترتیب برای مقیاس‌های زمانی روزانه و ساعتی در منطقه کرج مورد بررسی قرار دادند. همچنین قهرمان و بختیاری (۱۳) برای شش ایستگاه سینوپتیک اصفهان، تبریز، زنجان، کرمان، مشهد و همدان با استفاده از آمار سال‌های ۲۰۰ تا ۲۰۰۲ اقدام به تخمین تابش خورشیدی روزانه برمبنای داده‌های باران و دمای روزانه نمودند.

با توجه به اهمیت منطقه شیراز در استان فارس از نظر کشاورزی، بررسی مدل‌های مختلف تخمین R_s برای آن دارای اهمیت زیادی است. از این‌رو هدف از این تحقیق واسنجی و ارزیابی مدل‌های مختلف تخمین تابش خورشیدی روزانه بر مبنای داده‌های روزانه دمای هوا و ساعات آفتابی در ایستگاه سینوپتیک شیراز در مقیاس‌های زمانی فصلی و سالانه می‌باشد.

مواد و روش‌ها

شیراز مرکز استان فارس با طول جغرافیایی ۵۲ درجه و ۳۳ دقیقه شرقی و عرض جغرافیایی۲۹ درجه و ۳۶ دقیقه شمالی و با میانگین ارتفاع ۱۵۰۰ متر از سطح دریا دارای میانگین بارش سالانه ۳۳۷ میلی‌متر و میانگین دمای سالانه ۱۸ درجه سانتی‌گراد می‌باشد (۳). برای انجام این تحقیق از داده های اندازه گیری شده روزانه تابش خورشیدی (R_s)، ساعات آفتابی (n)، حداقل دمای هوا (T_{min})، حداکثر دمای هوا (T_{max}) و میانگین دمای هوا (T_{mean}) ایستگاه هواشناسی سینوپتیک شیراز طی سال‌های ۱۳۸۵تا ۱۳۸۹ استفاده شد. از آمار سال‌های ۱۳۸۵ تا ۱۳۸۷ برای واسنجی معادله‌ها و از آمار سال‌های ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ برای ارزیابی نتایج استفاده گردید. همچنین معادله‌های مختلف تخمین تابش به طور جداگانه برای چهار فصل سال و کل مقیاس سالانه مورد واسنجی و ارزیابی قرار گرفتند. به علاوه مقادیر تابش ماورای جوی (R_a) و حداکثر ساعات روشنایی روزانه (N) که وابسته به عرض جغرافیایی محل و شماره روز سال بر مبنای تقویم میلادی می‌باشند، از روابط ارائه شده توسط آلن و همکاران (۶) محاسبه شدند.

در این تحقیق از چهارده مدل مختلف برای تخمین تابش خورشیدی استفاده شد که در جدول ۱ ارائه شده‌اند. در معادله‌های فوق R_s و R_a برحسب مگاژول بر مترمربع بر روز، n و N برحسب ساعت و کلیه دماهای هوا برحسب درجه سانتی‌گراد می‌باشند. ضرایب ثابت هر مدل نیز با حروف مختلف نشان داده شده‌اند. همچنین معادله‌های E1 تا E5 وابسته به ساعات آفتابی، معادله‌های E6 تا E8 وابسته به دمای هوا و معادله‌های E9 تا E14 وابسته به ترکیب ساعات آفتابی و دمای هوا می‌باشند.

معادله E1 همان معادله معروف آنگستروم (۷) است که در صورت مشخص نبودن ضرایب آن در نیم‌کره شمالی به ترتیب اعداد ۰/۲۵ و ۰/۵ برای a و b منظور می شوند (۶) و برای بدست آوردن ضرایب معادله از رگرسیون خطی بین مقادیر $\frac{n}{N}$ به عنوان x و $\frac{R_s}{R_a}$ به عنوان y استفاده شد. معادله E2 توسط ریتولد (۲۵) پیشنهاد شده است که ضرایب آن از منوی Solver نرم افزار Excel با تکنیک حداقل کردن اختلافات بین مقادیر اندازه‌گیری شده و تخمین‌زده شده تابش خورشیدی تعیین گردید. معادله‌های E3 و E4 به ترتیب توسط آکین اوغلو و اسویت (۴) و عبدالله (۱) پیشنهاد شده‌اند که ضرایب آن‌ها از منوی Solver نرم افزار Excel بدست آمدند. معادله E5 توسط الاجیب و مانسل (۱۰) پیشنهاد شده است که با گرفتن لگاریتم طبیعی از طرفین معادله و با استفاده از رگرسیون خطی بین مقادیر $\frac{n}{N}$ به عنوان x و $Ln\frac{R_s}{R_a}$ به عنوان y ضرایب آن قابل تعیین می‌باشند. هارگریوز و سامانی (۱۵) معادله E6 را پیشنهاد کرده‌اند که در مواقع در دسترس نبودن ساعات آفتابی می‌توان از آن استفاده نمود که از کاربردی‌ترین مدل‌های مبتنی بر دمای هوا است. ضریب این معادله بین ۰/۱۶ تا ۰/۱۹ متغیر می‌باشد (۶). برای تعیین ضریب معادله از رگرسیون خطی با عرض از مبدأ صفر بین مقادیر $\sqrt{T_{max}-T_{min}}$ به عنوان x و $\frac{R_s}{R_a}$ به عنوان y استفاده شد. هارگریوز و همکاران (۱۴) معادله E7 را پیشنهاد کرده‌اند که برای بدست آوردن ضرایب آن از رگرسیون خطی بین مقادیر $\sqrt{T_{max}-T_{min}}$ به عنوان x و $\frac{R_s}{R_a}$ به عنوان y استفاده گردید. معادله E8 توسط بریستو و کمپبل (۸) ارائه شده است که برای بدست آوردن ضرایب آن از منوی Solver نرم افزار Excel استفاده شد. معادله‌های E9 تا E13 توسط توسط فولادمند و هادی‌پور (۱۱) گزارش شده‌اند.

جدول ۱- مدل‌های تخمین تابش خورشیدی

Table 1- Models of solar radiation estimation

Abbreviations .علامت اختصاری	Equation .معادله
E1	$R_s = R_a(a + b\frac{n}{N})$
E2	$R_s = R_a\left[(a + b\frac{n}{N}) + (c + d\frac{n}{N})\frac{n}{N}\right]$
E3	$R_s = R_a\left[a + b\frac{n}{N} + c(\frac{n}{N})^2\right]$
E4	$R_s = R_a\left[a + b\frac{n}{N} + c(\frac{n}{N})^2 + d(\frac{n}{N})^3\right]$
E5	$R_s = R_a(a)\exp(b\frac{n}{N})$
E6	$R_s = R_a(a)\sqrt{T_{max} - T_{min}}$
E7	$R_s = R_a(a\sqrt{T_{max} - T_{min}} + b)$
E8	$R_s = R_a(a)\left[1 - \exp\left\langle - b(T_{max} - T_{min})^c\right\rangle\right]$
E9	$R_s = R_a(a + b\sqrt{T_{max} - T_{min}} + c\frac{n}{N})$
E10	$R_s = R_a(a + bT_{mean} + c\frac{n}{N})$
E11	$R_s = R_a\left[a + b(T_{max} - T_{min}) + c\frac{n}{N}\right]$
E12	$R_s = R_a(a + b\sqrt{T_{max} - T_{min}} + cT_{mean} + d\frac{n}{N})$
E13	$R_s = R_a\left[(a + b\sqrt{T_{max} - T_{min}} + c\frac{n}{N}) + (d + e\sqrt{T_{max} - T_{min}} + f\frac{n}{N})\frac{n}{N}\right]$
E14	$R_s = R_a\left[(a)Ln(T_{max} - T_{min}) + b(\frac{n}{N})^c + d\right]$

برای بدست آوردن ضرایب معادله‌های E9 تا E12 از رگرسیون خطی چند متغیره استفاده گردید به گونه‌ای که مقدار $\frac{R_s}{R_a}$ به عنوان متغیر وابسته و سایر پارامترها به عنوان متغیرهای مستقل در نظر گرفته شدند. ضرایب معادله E13 نیز از منوی Solver نرم افزار Excel تعیین شدند. معادله E14 نیز توسط چن و همکاران (۹) پیشنهاد شده است و برای تعیین ضرایب آن از منوی Solver نرم افزار Excel استفاده شد.

از طرف دیگر برای ارزیابی مدل‌های مختلف تخمین تابش خورشیدی از ترکیب فرمول‌های آماری و همبستگی خطی استفاده شد که در جدول ۲ ارائه شده‌اند (۱۹). در روابط جدول فوق x_i و y_i به ترتیب مقادیر اندازه‌گیری و تخمین زده شده تابش، x_m و y_m به ترتیب میانگین مقادیر اندازه‌گیری و تخمین زده شده تابش، m تعداد داده‌ها، RMSE ریشه میانگین مربع خطا، MD انحراف از میانگین، SB مربع تفاوت میانگین‌ها، SD_m و SD_s به ترتیب انحراف معیار مقادیر اندازه‌گیری و تخمین زده شده، R همبستگی خطی بین مقادیر اندازه‌گیری و تخمین زده شده، SDSD مربع تفاوت بین انحراف معیار مقادیر اندازه‌گیری و تخمین زده شده، LCS عدم همبستگی انحراف استاندارد مقادیر اندازه‌گیری و تخمین زده شده و MSD میانگین مربع انحراف می‌باشد. چنانچه در روابط فوق مشاهده می‌شود مقدار R

در مقدار LCS نقش دارد و مقدار LCS نیز در مقدار MSD نقش دارد. ضریب R نشان دهنده مقدار برازش داده‌های اندازه‌گیری شده و تخمین زده شده بر یکدیگر است، اما MSD نشان‌دهنده انحراف مقادیر تخمین زده شده نسبت به مقادیر اندازه‌گیری شده می‌باشد، بطوریکه هر چه مقدار MSD کمتر باشد مقادیر تخمین زده شده به اندازه‌گیری نزدیک‌تر می‌باشد و مناسب‌تر است. در صورتی که R افزایش یابد (به یک نزدیک شود) مقدار LCS کاهش یافته و در نتیجه MSD نیز کم می‌شود، اما LCS تنها یک جزء از MSD است و ممکن است با افزایش R و در نتیجه کاهش LCS مقدار MSD زیاد کاهش پیدا نکند، زیرا ممکن است عوامل دیگر معادله MSD یعنی SDSD و SB نقش مهم‌تری داشته باشند. در مجموع هر مدلی که مقدار MSD کمتری داشته باشد مناسب‌تر است (۱۲).

جدول ۲- روابط بکار رفته برای ارزیابی نتایج

Table 2- Used equations for evaluating the results

معادله Equation	معادله Equation
$RMSE = \left[\frac{\sum_{i=1}^{m}(x_i - y_i)^2}{m}\right]^{0.5}$	$MD = \frac{\sum_{i=1}^{m}(x_i - y_i)}{m}$
$SD_m = \left[\frac{\sum_{i=1}^{m}(x_i - x_m)^2}{m}\right]^{0.5}$	$SD_s = \left[\frac{\sum_{i=1}^{m}(y_i - y_m)^2}{m}\right]^{0.5}$
$SB = (x_m - y_m)^2$	$R = \frac{\frac{\sum_{i=1}^{m}(x_i - x_m)(y_i - y_m)}{m}}{SD_m SD_s}$
$SDSD = (SD_s - SD_m)^2$	$LCS = 2SD_s SD_m (1 - R)$
$MSD = SB + SDSD + LCS$	

نتایج و بحث

در جدول ۳ ضرایب بدست آمده معادله‌های مختلف در مرحله واسنجی همراه با مقدار R^2 هر معادله برای مقیاس زمانی سالانه ارائه شده است و به دلیل زیاد بودن ضرایب برای ماه‌های مختلف سال آورده نشده‌اند.

لازم به ذکر است که اعداد صفر گزارش شده در جدول ۳ به دلیل گرد کردن اعداد تا دو رقم اعشار می‌باشد. همچنین در تحقیقات متعددی ضرایب بعضی از مدل‌های بکار رفته در این تحقیق تعیین شده‌اند که به دلیل زیاد بودن مطالعات و همچنین معادله‌های بکار رفته در این تحقیق، تنها به نتایج گزارش شده توسط مجنونی‌هریس و همکاران (۲۱) برای منطقه باجگاه در ۱۶ کیلومتری شمال شیراز که در مقیاس سالانه بدست آمده‌اند اشاره می‌شود. ضرایب معادله آنگستروم (معادله E1) در مقیاس سالانه برای شیراز به ترتیب برابر ۰/۲۵ و ۰/۵۳ بدست آمده و برای منطقه باجگاه به ترتیب برابر ۰/۳۱ و ۰/۶۰ گزارش شده است (۲۱) که با یکدیگر اختلاف قابل توجهی ندارند. ضرایب معادله E2 در مقیاس سالانه برای شیراز به ترتیب برابر ۰/۲۵، ۰/۱۹، ۰/۸۱ و ۰/۱۱- بدست آمده و برای منطقه باجگاه به ترتیب برابر ۰/۲۶، ۰/۴۳، ۰/۴۳ و ۰/۲۵- گزارش شده است (۲۱) و چنانچه مشاهده می‌شود تنها ضریب اول معادله در دو منطقه به یکدیگر نزدیک است. ضریب k معادله E6 در تمام فصول و مقیاس سالانه برای شیراز برابر ۰/۱۶ بدست آمده و این ضریب برای منطقه باجگاه برابر ۰/۱۷۱۵ گزارش شده (۲۱) که ضمن نزدیکی با هم، هر دو در محدوده توصیه شده این ضریب (بین ۰/۱۶ تا ۰/۱۹) می‌باشد. ضرایب معادله E7 در مقیاس سالانه برای شیراز به ترتیب برابر ۰/۱۶ و ۰/۰۳ بدست آمده و برای منطقه باجگاه به ترتیب برابر ۰/۱۵۵ و ۰/۰۷۳ گزارش شده است (۲۱) که با یکدیگر اختلاف قابل توجهی ندارند.

جدول ۳- ضرایب معادله‌های E1 تا E14 در مقیاس سالانه

Table 3- The coefficients of equations E1 to E14 in yearly time step

Equation .معادله	a	b	c	d	e	f	R^2
E1	0.25	0.53					0.63
E2	0.25	0.19	0.81	-0.11			0.88
E3	0.25	0.62	-0.11				0.88
E4	0.26	0.54	0.10	-0.13			0.88
E5	0.24	1.26					0.54
E6	0.16						0.31
E7	0.16	0.03					0.31
E8	0.71	0.03	1.60				0.79
E9	0.18	0.02	0.49				0.63
E10	0.23	0.00	0.52				0.63
E11	0.23	0.00	0.50				0.63
E12	0.19	0.02	0.00	0.50			0.63
E13	-0.24	0.18	0.48	0.38	-0.20	0.27	0.89
E14	0.08	0.43	0.95	0.10			0.88

در جدول ۴ مقدار MSD معادله‌های مختلف در مرحله ارزیابی نتایج برای گام‌های زمانی فصلی و سالانه ارائه شده است. در این جدول میانگین مقدار MSD کلیه معادله‌ها برای هر گام زمانی نیز آورده شده است و چنانچه مشاهده می‌شود در فصل پاییز مقادیر MSD کلیه معادله‌ها بسیار کمتر از سایر فصول می‌باشد، لذا دقت تخمین تابش خورشیدی از مدل‌های ارائه شده برای فصل پاییز بسیار زیاد است، اما برای سایر فصل‌های سال نتایج چندان مناسبی بدست نیامده است. به گونه‌ای که دقت تخمین معادله‌های تابش در مقیاس سالانه از فصل‌های زمستان، بهار و تابستان بیشتر است. از این‌رو استفاده از نتایج بدست آمده در مقیاس سالانه برای تخمین تابش خورشیدی در منطقه شیراز بیشتر توصیه می‌شود، چنانچه در اکثر تحقیقات انجام شده نیز از مقیاس سالانه برای برآورد معادله‌های تابش استفاده شده است. البته تحقیقات آقاشریعتمداری و همکاران (۲) برای تخمین تابش از معادله آنگستروم (۷) در شمال تهران (اقدسیه) نشان داد که استفاده از معادله فوق در مقیاس زمانی ماهانه مناسب‌تر از مقیاس زمانی روزانه می‌باشد. بنابراین نتایج این تحقیق و تحقیق آقاشریعتمداری و همکاران (۲) بیانگر آن است که تخمین معادله‌های تابش در مقیاس زمانی بلند مدت‌تر مناسب‌تر از مقیاس زمانی کوتاه‌مدت می‌باشد.

جدول ٤- مقدار MSD معادله‌های E1 تا E14 در مقیاس‌های فصلی و سالانه

Table 4- The MSD values of equations E1 to E14 in monthly and yearly time steps

معادله Equation	بهار Spring	تابستان Summer	پاییز Autumn	زمستان Winter	سالانه Annual
E1	23.95	17.29	3.93	14.65	14.53
E2	22.73	16.98	3.78	14.03	14.24
E3	22.76	17.00	3.77	14.06	14.27
E4	22.88	17.03	3.78	14.20	14.40
E5	28.03	17.32	4.54	19.10	16.68
E6	24.75	19.87	5.02	20.03	17.38
E7	25.65	19.23	5.01	17.76	17.63
E8	22.92	20.54	4.66	19.89	17.19
E9	23.52	17.58	3.92	15.29	15.00
E10	23.97	36.66	3.70	15.43	14.89
E11	29.21	17.40	3.81	15.42	14.62
E12	22.07	34.65	3.64	15.88	15.23
E13	22.34	17.14	3.67	15.86	15.04
E14	23.47	17.12	3.85	15.10	14.48
میانگین Average	**24.16**	**20.42**	**4.08**	**16.19**	**15.40**

در جدول ۵ میانگین مقدار MSD معادله‌های هم خانواده یعنی معادله‌های E1 تا E5 (وابسته به ساعات آفتابی)، معادله‌های E6 تا E8 (وابسته به دمای هوا) و معادله‌های E9 تا E14 (وابسته به ترکیب ساعات آفتابی و دمای هوا) ارائه شده است.

جدول ۵- میانگین مقدار MSD معادله‌های هم خانواده در در مقیاس‌های فصلی و سالانه

Table 5- The mean MSD values for all family equations in monthly and yearly time steps

معادله‌های هم خانواده Family equation	بهار Spring	تابستان Summer	پاییز Autumn	زمستان Winter	سالانه Annual
وابسته به ساعات آفتابی Based on sunshine hours	24.07	17.12	3.96	15.21	14.82
وابسته به دمای هوا Based on air temperature	24.44	19.88	4.90	19.23	17.40
وابسته به ساعات آفتابی و دمای هوا Based on sunshine hours and air temperature	24.10	23.43	3.77	15.50	14.88

با توجه به داده‌های ارائه شده در جدول‌های ۴ و ۵ نتایج زیر قابل استنتاج می‌باشند:

الف- برای فصل بهار معادله‌های E12 (وابسته به ساعات آفتابی و دمای هوا)، E13 (وابسته به ساعات آفتابی و دمای هوا) و E2 (وابسته به ساعات آفتابی) مناسب‌تر می‌باشند و معادله‌های خانواده وابسته به ساعات آفتابی و وابسته به ساعات آفتابی و دمای هوا هر دو مناسب می‌باشند، اما در مجموع استفاده از معادله‌های وابسته به ساعات آفتابی و دمای هوا (به خصوص معادله‌های E12 و E13) مناسب‌ترین گزینه می‌باشند.

ب- برای فصل‌های تابستان و زمستان معادله‌های E2، E3 و E4 که همگی وابسته به ساعات آفتابی هستند، مناسب می‌باشند و لذا برای این دو فصل معادله‌های خانواده وابسته به ساعات آفتابی مناسب‌تر از دو خانواده دیگر هستند.

ج- برای فصل پاییز معادله‌های E12، E13 و E10 که همگی وابسته به ساعات آفتابی و دمای هوا هستند، مناسب می‌باشند و لذا برای این فصل معادله‌های خانواده وابسته به ساعات آفتابی و دمای هوا مناسب‌تر از دو خانواده دیگر هستند.

د- در مقیاس سالانه معادله‌های E2، E3 و E4 که همگی وابسته به ساعات آفتابی هستند، مناسب می‌باشند، اما خانواده معادله‌های وابسته به ساعات آفتابی و دمای هوا نیز نتایج قابل قبولی دارند به طوری که اختلاف میانگین MSD دو خانواده بسیار کم است (۱۴/۸۲ و ۱۴/۸۸).

ه- معادله ساده آنگستروم (۷) برای منطقه شیراز چندان مناسب نیست که این موضوع به عنوان مثال عکس نتایج گزارش شده توسط فولادمند و هادی‌پور (۱۱) برای روزهای غیرابری در منطقه رشت می‌باشد. از جمله دلایل قابل توجه در این اختلاف می‌توان به اقلیم کاملا متفاوت دو منطقه شیراز و رشت اشاره نمود.

ه- نتایج فصلی و سالانه بیانگر آن است که مدل‌های وابسته به دمای هوا برای تخمین تابش خورشیدی در منطقه شیراز مناسب نیستند و استفاده از ساعات آفتابی برای تخمین تابش خورشیدی در این منطقه ضرورت دارد که این موضوع با نتایج گزارش شده توسط مجنونی‌هریس و همکاران (۲۱) برای منطقه باجگاه در ۱۶ کیلومتری شمال شیراز مطابقت دارد. موسوی‌بایگی و همکاران (۲۲) برای منطقه مشهد و رحیمی‌خوب و همکاران (۲۴) برای منطقه پاکدشت در جنوب تهران نیز استفاده از مدل‌های وابسته به ساعات آفتابی را برای تخمین تابش خورشیدی مناسب‌تر از مدل‌های وابسته به دمای هوا گزارش نموده‌اند.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج این تحقیق برای منطقه شیراز نشان داد که در مجموع تفکیک فصلی تخمین تابش روزانه به جزء فصل پاییز منجر به بهبود تخمین این پارامتر هواشناسی نخواهد شد و لذا در مجموع استفاده از تخمین تابش روزانه در مقیاس سالانه مناسب‌تر است که این موضوع با عدم تفکیک زمانی تخمین تابش در بسیاری از تحقیقات انجام شده مطابقت دارد (۵، ۱۱، ۱۸، ۲۱ و ۲۲). از طرف دیگر نتایج نشان داد که مدل‌های تنها وابسته به دمای هوا برای تخمین تابش خورشیدی روزانه مناسب نیستند که این موضوع نیز با بعضی از تحقیقات انجام شده مطابقت دارد (۲۱، ۲۲ و ۲۴). لذا نقش ساعات آفتابی بر روی تخمین تابش خورشیدی بسیار قابل توجه است، چنانچه در متداول‌ترین معادله تخمین تبخیرتعرق پتانسیل گیاه مرجع یعنی معادله پنمن- مانتیت (۶) نیز برای تخمین تابش خورشیدی از معادله ساده آنگستروم (۷) که وابسته به ساعات آفتابی است، استفاده می‌شود.

نتیجه‌گیری کلی این تحقیق آن است که برای منطقه شیراز در فصل پاییز از معادله E12 و برای کل سال از معادله E2 استفاده شود

که با توجه به ضرایب بدست آمده در جدول ۶ ارائه شده‌اند.

جدول ٦- مناسب‌ترین معادله تخمین تابش برای منطقه شیراز در مقیاس فصلی پاییز و سالانه

Table 6- The best equation for solar radiation estimation in Shiraz region in autumn and yearly time steps

تفکیک زمانی Time step	معادله مناسب Appropriate equation
پاییز Autumn	$R_s = R_a\left[0.14 + 0.02\sqrt{T_{max} - T_{min}} + 0.49\frac{n}{N}\right]$
سالانه Annual	$R_s = R_a\left[(0.25 + 0.19\frac{n}{N}) + (0.81 - 0.11\frac{n}{N})\frac{n}{N}\right]$

منابع

1- Abdallah Y.A.G. 1994. New correlation of global solar radiation with meteorological parameters for Bahrain. Solar Energy, 16:111-120.

2- Aghashariatmadary Z., Khalili A., Irannejad P., and Liaghat A. 2011. Calibration and annual changes of the coefficients of the Angstrom-Prescott (A-P) equation (a and b) in different time scales. (Case study: Tehran north station (Aghdasieh)). Journal of Water and Soil, 25(4):905-911. (in Persian with English abstract)

3- Ahmadi M., Ashorlo D., and Narangifard M. 2015. Spatial analysis temperatures the sity of Shiraz in the warm seasons and cold using statistical analysis and satellite images. Geographical Research, 117:147-160. (in Persian with English abstract)

4- Akinoglu B.G., and Ecevit A. 1990. Construction of a quadratic model using modified Angstrom coefficients to estimate global solar radiation. Solar Energy, 45(2):85-92.

5- Alizadeh A., and khalili N. 2009. Estimation of Angstrom coefficient and developing a egression equation for solar radiation estimation (Case study: Mashhad). Journal of Water and Soil, 23(1):229-238. (in Persian with English abstract)

6- 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. No. 56, FAO, Rome.

7- Angstrom A. 1924. Solar and terrestrial radiation. Quartile Journal of Royal Meteorological Society, 50:121-125.

8- Bristow K.L., and Campbell G.S. 1984. On the relationship between incoming solar radiation and daily maximum and minimum temperature, Agricultural and Forest Meteorology, 31:159-166.

9- Chen R., Ersi K., Yang J., Lu S., and Zhao W. 2004. Validation of five global radiation models with measured daily data in china. Energy Conversion and Management, 45:1759-1769.

10- Elagib N.A., and Mansell M.G. 2000. New approaches for estimating global solar radiation across Sudan. Energy Conversion and Management, 41(5):419-434.

11- Fooladmand H.R., and Hadipour S. 2.13. Calibration and validation of different methods for estimation of daily solar radiation (Case study: Rasht). Geographical Research, 109:1-12. (in Persian with English abstract)

12- Fooladmand H.R., Torabi R., and Amindin E. 2009. Application of Statistics in Soil and Water. Marvdasht Islamic Azad University. First edition. 201pp. (in Persian)

13- Ghahraman N., and Bakhtiari B. 2009. Solar radiation estimation from rainfall and temperature data in arid and semi-arid climates of Irad. Desert (Biaban). 14(2):141-150.

14- Hargreaves G.L., Hargreaves G.H., and Riley P. 1985. Irrigation water requirement for the Senegal River Basin. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 111:265-275.

15- Hargreaves, G.H., and Samani Z.A. 1982. Estimating potential evapotranspiration. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 108 :225-230.

16- Kamali Gh. A., Moradi I., and Khalili A. 2006. Estimating solar radiation on tilted surfaces with various orientations: a study case in Karaj (Iran). Theoretical and applied Climatology, 84(4):235-241.

17- Khalili A., and Rezai sadr H. 1997. Solar radiation estimation across Iran using climatic data. Gographical Research, 46:15-35. (in Persian with English abstract)

18- Khaliliaqdam N., and Soltani A. 2012. Quality control and Methods for modeling daily global solar radiation (Case study: Gorgan, Iran). International Journal of Agriculture and Crop Sciences, 4(14):971-978.

19- Kobayashi, K., and Salam M.U. 2000. Comparing simulated and measured values using mean squared deviation and its components. Agronomy Journal, 92:345-352.

20- Majnooni-Heris A., and Bahadori H. 2014. Calibration of the modified Angstrom global solar radiation models for different seasons in South of Iran. International Journal of Biosciences, 4(3):53-60.

21- Majnooni-Heris A., Zand-Parsa Sh., Sepaskhah A.R., and Nazemosadat, M.J. 2008. Development and evaluation of meteorological data based solar radiation equations. Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, 46B:491-499. (in Persian with English abstract)
22- 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, 26(4):836-844. (in Persian with English abstract)
23- Noorian A.M., Moradi I., and Kamali Gh.A. 2008. Evaluation of 12 models to estimate hourly diffuse irradiation on inclined surfaces. Renewable Energy, 33(6):1406-1412.
24- Rahimi Khob A., Behbahani M., and Jamshidi M. 2010. Evaluation of two empirical methods and artificial neural network models used for estimation of solar radiation intercepted at the earth's surface: A case study in southeast of Tehran. Water and Soil Science, 50:53-62. (in Persian with English abstract)
25- Rietveld M.R. 1978. A new method for estimating the regression coefficients in the formula relating solar radiation to sunshine. Agricultural Meteorology, 19:243-252.
26- Zand-Parsa Sh., Majnooni-Heris A., Sepaskhah A.R., and Nazemosadat M.J. 2011. Modification of Angstrom model for estimation of global solar radiation in an intermountain region of southern Iran. Energy and Environment, 22:911-924.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 321-330

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۳۳۰-۳۲۱

Calibration and Evaluation of Different Estimation Models of Daily Solar Radiation in Seasonally and Annual Time Steps in Shiraz Region

H.R. Fooladmand[*1] - F. Karimi[2]
Received: 07-11-2015
Accepted: 18-04-2016

Introduction: Solar radiation on the earth surface has a wide range of applications in hydrology, agriculture and meteorology. Solar radiation is an important parameter of estimated models of reference crop potential evapotranspiration such as the Penman–Monteith equation. Also, total sunshine hours are one of the most important factors affecting climate and environment, and its long-term variation is of much concern in climate studies. Reference crop potential evapotranspiration is one of the most important parts of water cycle in the nature but, direct measurement of this crop parameter is so difficult and not practical. Therefore, equations that can estimate the value of evapotranspiration only by using meteorological data are necessary. As mentioned before, the Penman–Monteith equation can be used for estimating reference crop potential evapotranspiration, however this equation needs solar radiation data, and the measurement of solar radiation is done in a limited numbers of weather stations in Iran, and also in Fars province, south of Iran. Since, the measurement of solar radiation is expensive, therefore many models have been derived for its estimation in different climates of the world., Many investigators also have been tried to estimate solar radiation for different locations of the world based on more simple measured weather data such as air temperature (minimum, maximum or mean) and sunshine hours. Hence, the derived equations for estimating solar radiation based on other weather data can be used for estimating reference crop potential evapotranspiration with the Penman–Monteith equation.

Materials and Methods: In this study, solar radiation was estimated in Shiraz, central part of the Fars province in south of Iran. For this purpose, the daily measured of solar radiation data in Shiraz synoptic station were used. Also, other needed weather data were used. All available data was for the years 2006 to 2010. Measured data of years 2006 to 2008 were used for calibrating fourteen estimated models of solar radiation in seasonally and annual time steps and the measured data of years 2009 and 2010 were used for evaluating the obtained results. The equations were used in this study divided into three groups contains: 1) The equations based on only sunshine hours. 2) The equations based on only air temperature. 3) The equations based on sunshine hours and air temperature together. On the other hand, statistical comparison must be done to select the best equation for estimating solar radiation in seasonally and annual time steps. For this purpose, in validation stage the combination of statistical equations and linear correlation was used, and then the value of mean square deviation (MSD) was calculated to evaluate the different models for estimating solar radiation in mentioned time steps.

Results and Discussion: The mean values of mean square deviation (MSD) of fourteen models for estimating solar radiation were equal to 24.16, 20.42, 4.08 and 16.19 for spring to winter respectively, and 15.40 in annual time step. Therefore, the results showed that using the equations for autumn enjoyed high accuracy, however for other seasons had low accuracy. So, using the equations for annual time step were appropriate more than the equations for seasonally time steps. Also, the mean values of mean square deviation (MSD) of the equations based on only sunshine hours, the equations based on only air temperature, and the equations based on the combination of sunshine hours and air temperature for estimating solar radiation were equal to 14.82, 17.40 and 14.88, respectively. Therefore, the results indicated that the models based on only air temperature were the worst conditions for estimating solar radiation in Shiraz region, and therefore, using the sunshine hours for estimating solar radiation is necessary.

Conclusions: In this study for estimating solar radiation in seasonally and annual time steps in Shiraz region, three groups of equations were used (1: based on only sunshine hours. 2: based on only air temperature, and 3: based on sunshine hours and air temperature). Final results of this study for estimating solar radiation in Shiraz region were: 1) For autumn season the best equation was based on the extraterrestrial radiation, the ratio

1- Associated Professor of Irrigation and Drainage, Department of Irrigation, Marvdasht Branch, Islamic Azad University, Marvdasht, Iran
(*-Corresponding Author Email: hrfoolad@miau.ac.ir)
2- Former M. S. Student of Irrigation and Drainage, Department of Irrigation, Shiraz Branch, Islamic Azad University, Shiraz, Iran

of daily actual sunshine hours to daily maximum sunshine hours, and minimum and maximum air temperatures. 2) For annual time step the best equation was based on the extraterrestrial radiation and the ratio of daily actual sunshine hours to daily maximum sunshine hours.

Keywords: Air temperature, Shiraz Solar radiation, Sunshine hours

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 331-344

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۳۴۴-۳۳۱

تأثیر دو نگرش متفاوت فاصله‌ی دو مجموعه بر روی ریزمقیاس نمایی فراکتالی درجه حرارت در مشهد

شیما تاج آبادی[1*]- بیژن قهرمان[2]-علی نقی ضیائی[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۰/۱۴
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۰/۲۰

چکیده

با استفاده از اطلاعات ریزمقیاس شده می‌توان نیاز به وجود داده در مکان و زمان مختلف را رفع نمود.فراکتال اخیراً برای ریزمقیاس‌سازی داده‌های اندازه‌گیری شده، مورد استفاده قرار گرفته است. در این تحقیق از توابع درون‌یاب فرکتال برای تولید داده‌های ریزمقیاس شده روزانه و سه ساعته ایستگاه سینوپتیک مشهد استفاده شد. همچنین دو نگرش متفاوت در محاسبه فاصله هاسدرف در تعیین نقاط درون‌یابی (محاسبه فاصله هاسدرف نگرش اول: با داده‌های استانداردسازی نشده، نگرش دوم: با داده‌های استانداردسازی شده) استفاده شد و سه فاصله نقاط درون‌یابی متفاوت ۵، ۱۰، ۱۵ روز در نظر گرفته شد. نتایج مربوط به ریزمقیاس‌سازی با فاصله درون‌یابی ۵ و ۱۰ روز و نگرش اول از دیگر نتایج مناسب‌تر بودند، به دلیل خطای کم بین نتایج فاصله درون‌یابی ۵ و ۱۰ روز و با توجه به اهمیت زمان اجرای برنامه و استفاده از داده‌های کمتر، فاصله درون‌یابی۱۰ روز بهترین نتیجه را حاصل کرد. آزمون‌های آماری مقادیر آماره R^2 را برای نگرش اول بین ۰/۹۸-۰/۷۴. و نگرش دوم ۰/۹۸-۰/۶۹، RMSE را برای نگرش اول بین ۱/۳۳-۵/۱۲ و نگرش دوم ۱/۴۴-۵/۹ درجه سانتیگراد و معیار اطلاعاتی آکائیک AICc را برای نگرش اول بین ۰/۵۵-۳/۱۹ و نگرش دوم ۲/۸۷-۳/۴۶ نشان دادند و همچنین عرض از مبدأها و شیب‌های خطوط مدل‌سازی در سطح ۵درصد تفاوت معنی‌داری به ترتیب با صفر و یک ندارند. بر اساس نتایج بدست آمده، ریزمقیاس‌سازی زمانی روزانه و سه ساعته با دقت و کیفیت قابل قبول انجام شده است و در نهایت نگرش اول نتایج بهتری را نسبت به نگرش دوم ارائه کرده است.

واژه‌های کلیدی: استانداردسازی، ریزمقیاس‌سازی، فاصله هاسدرف

مقدمه

به منظور شناسایی بهتر رفتار حوضه آبریز، دستیابی به اطلاعات صحیح متغیرهای هیدرولوژیکی که در زمان و مکان تغییرپذیرند و به عنوان متغیرهای تصادفی و پویا شناخته می‌شوند، بسیار سودمند است. دستیابی صحیح به این اطلاعات نیازمند اندازه‌گیری مناسب در مکان و زمان مناسب می‌باشد، که عموماً در عمل امکان‌پذیر نمی‌باشد. بدین ترتیب برای دستیابی به اطلاعات ریز مقیاس در زمان و مکان و به منظور اعمال مدیریت بهینه در حوضه آبریز، ریزمقیاس‌نمایی زمانی و مکانی خصوصیات هیدرولوژیک حوضهضروری است (۷).

دامنه نوسانات پارامترهای هواشناسی مانند دمای هوا، در مقیاس‌های مختلف، متفاوت می‌باشد. هندسه فرکتالیشاخه‌ای از ریاضیات است که در میدان‌های گسسته و متناوب کاربردهای فراوان دارد (۸)،که از آن جمله می‌توان به مدل‌سازی سری‌های زمانی کمیت‌های مختلفی مانند الکتروکاردیوگرام، لوگ چاه و نوسانات صوت (۵)، آنالیز داده‌های تلاطم (۱۱)، پیش‌بینی فرسایش در سطحی از جنس آلیاژ برنج (۱۴) و مدل‌سازی سیگنال‌ها (۲) اشاره کرد. یکی دیگر از کاربردهای هندسه‌ی فرکتال تولید داده‌هایی است که مقیاس آنها با داده‌های اندازه‌گیری متفاوت است، که از آن به ریزمقیاس نمایی یاد می‌شود (۷ و ۸). کاربردی مشخص برای مدل‌سازی سری زمانی ساعتی بارندگی در ژاپن توسط پاتیرانا (۷) گزارش شده که در آن سری زمانی بارندگی با مقیاس زمانی ۵ دقیقه از روی بارندگی ۲ روزه تولید شده است. وی همچنین پس از مدل‌سازی داده‌های بارندگی که با مقیاس زمانی دو روز ثبت شده بودند توانست به

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد منابع آب، استاد و استادیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(*- نویسنده مسئول: Email: Tajabadi.sh.1991@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v31i1.52049

ریزمقیاس نمایی سری زمانی با مقیاس دو ساعت بپردازد.

ریزمقیاس‌نمایی با روش‌های مختلفی از جمله تابع رگرسیون یک متغیره، تابع رگرسیون چند متغیره، تابع اسپیلاین و تابع فراکتال انجام می‌شود (۴).ریزمقیاس نمایی با تابع فراکتال به این صورت انجام می‌شود که پس از بررسی داده‌های موجود برخی نقاط که پتانسیل بهتری برای مدل کردن کل نقاط دارند (نقاط ثابت[1]) انتخاب شده و با کمک توابع درون‌یابی در هندسه فراکتالی (۱)، کل مجموعه را مدل میکنند. جهت تعیین بهترین نقاط درون‌یابی می‌باید برای تمامی نقاط پتانسیل، کمترین فاصله بین مجموعه نقاط اندازه‌گیری شده و مدل شده جستجو شود.این فاصله با روش‌های مختلفی، از جمله اقلیدوسی، برآورد می‌شود (۱). در ریزمقیاس نمایی زمانی، داده‌ها دو بعدی هستند به طوری که یکی از ابعاد زمان و بعد دیگر مربوط به واحدی است که پارامتر مورد نظر (برای مثال درجه حرارت) اندازه‌گیری می‌شود. در این صورت در فضای اقلیدوسی مشکل ابعادی به وجود می‌آید. در چنین شرایطی به طور معمول داده‌ها بدون بعد می‌شوند که از آن به استانداردسازی، نرمال‌سازی، مقیاس‌سازی یا بی‌بعدسازی هم یاد می‌شود. یک کاربرد مشخص در این زمینه، مربوط به خوشه‌بندی است که در آن مجموعه نقطه‌ها به خوشه‌هایی همگن افراز می‌شوند. هر نقطه مشخصاتی متفاوت و با ابعاد متفاوت دارد. جهت سنجش و جلوگیری از غلبه‌کردن یکی از مشخصه‌ها بر روی سایر مشخصه‌ها، تمامی داده‌ها بدون بعد می‌شود (برای مثال شامکوئیان و همکاران (۱۰)، شاهدی و همکاران (۹)، قهرمان و داوری (۳)، به خوشه‌بندی هیدرولوژیکی حوضه‌های آبریز پرداخته اند). با این حال منابع موجود به طور مثالبرنسلی (۱)، که فراکتال و کاربردهای آن را توضیح داده، و ولیدی و همکاران (۱۳) که با استفاده از توابع درون‌یاب فرکتال درجه حرارت روزانه را به ۳ ساعته ریزمقیاس کرده‌اند، به مبحث استانداردسازی داده‌ها اشاره‌ای نکرده‌اند.

بنابراین جدای از این که استاندارد نکردن داده‌ها موجب عدم توازن در روش‌های محاسبه‌ی دو مجموعه ایجاد می‌شود، در این مقاله به تاثیر استاندارد سازی داده ها بر روی تعداد نقاط درون‌یابی، زمان اجرای برنامه و نیز دقت در ریزمقیاس‌سازی دمای ایستگاه سینوپتیک مشهد پرداخته شده است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه و داده‌ها

در این تحقیق از داده‌های ایستگاه سینوپتیک مشهد استفاده شد. داده‌های ایستگاه سینوپتیک مشهد به صورت روزانه و سه ساعته از سال ۲۰۰۷ تا ۲۰۰۹ میلادی تهیه و داده‌های دمای ساعت ۱۵ به عنوان دمای روزانه انتخاب شد. شهرمشهد مرکز استان خراسان رضوی، در شمال شرق ایران و در طول جغرافیایی۵۹ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۶۰ درجه و ۳۶ دقیقه و عرض جغرافیایی ۳۵ درجه و ۴۳ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۸ دقیقه واقع است. از نظر دمایی، استان خراسان رضوی دارای تابستانهای گرم وزمستانهای نسبتا سرد است و میانگین درجه حرارت سالانه از شمال به جنوب افزایش می یابد. میانگین سالانه دمای استان خراسان رضوی ۱۵/۶ درجه سانتی‌گراد می‌باشد (۱۲).

در فرآیند مدل‌سازی سری زمانی داده‌های دما روزانه از مدل فرکتالی خودمتشابه برای تولید سیستم توابع تکرار استفاده می‌شود. در این مدل فرض می‌شود که تغییرات در هر زیر مجموعه‌ای از مجموعه داده‌های یک کمیت از تغییرات در کل مجموعه داده‌های کمیت مورد مطالعه پیروی می‌کنند. بنابراین برای تعیین نقاط بهینه درون‌یابی به منظور مدل‌سازی مجموعه داده‌های کمیت مورد مطالعه، از تمامی نقاط در مجموعه داده‌ها استفاده می‌گردد. بدین صورت که اولین نقطه در مجموعه داده‌ها (یعنی روز اول سال) اولین نقطه‌ی درون‌یابی و آخرین نقطه در مجموعه‌ی داده‌ها (یعنی روز آخر سال) آخرین نقطه‌ی درون‌یابی درنظر گرفته می‌شود. تعیین نقاط درون‌یابی دیگر صرفا با روش جستجو صورت می‌گیرد. با این حال کنترل تمامی نقاط بین دو نقطه‌ی درون‌یابی اول و آخر از نظر محاسباتی بسیار سنگین می‌باشد. به همین دلیل معمولاً گام زمانی برای بررسی نقاط را بیشتر از یک انتخاب می‌کنند. نقاط درون‌یابی نیز با استفاده از الگوریتم ارائه شده توسط میزل و هیز تعیین می‌گردند (۵). در این جا ما از گام‌های متفاوت ۵، ۱۰، ۱۵ روز استفاده و تاثیر آن را بر روی مدل‌سازی فرکتالی و ریزمقیاس‌سازی زمانی درجه حرارت نیز بررسی کردیم. بدین ترتیب نقاط درون‌یابی تعیین شده و پس از آن توابع درون‌یاب فرکتال (نسبی برشی) محاسبه می‌شوند و در نتیجه سیستم توابع تکرار برای مدل‌سازی کمیت مورد مطالعه تولید می‌گردد. تابع درون‌یاب نسَبی W در فضای دو بعدی به صورت رابطه (۱) تعریف می‌شود. در این معادله W تابع نسَبی، $\binom{x}{y}$ مختصات هر نقطه ازفضای دو بعدی و ضرایب a, b, c, d, e و f پارامترهای تابع و اعداد حقیقی می‌باشند. پارامتر d را فاکتور مقیاس عمودی تابع می‌نامند. تابع نسَبی برشی در واقع همان تابع نسَبی است با این تفاوت که مقدار پارامتر b در این تابع معادل صفر درنظر گرفته می‌شود.در توابع نسَبی برشی، پارامتر d (فاکتور مقیاس عمودی) به عنوان پارامتر آزاد برای تابع تعریف می‌شود. (۱).

$$W\binom{x}{y} = \begin{pmatrix} a & b \\ c & d \end{pmatrix}\binom{x}{y} + \binom{e}{f} = \mathbf{A}X + \mathbf{t} \qquad (۱)$$

هر تابع درون‌یاب به‌طور مجزا بر روی تمامی نقاط در مجموعه داده‌های کمیت مورد مطالعه اعمال شده و تمام نقاط این مجموعه را به فاصله‌ی میان دو نقطه درون‌یابی متناظر با هر تابع درون‌یاب

1- Fixed points

انتقال می‌دهد. بدین ترتیب مدل‌سازی مجموعه داده‌های کمیت مورد مطالعه انجام می‌پذیرد. در این تحقیق مدل‌سازی داده‌ها و پس از آن ریزمقیاس‌سازی، به دو روش انجام می‌شود، در روش اول از داده‌های اصلی(زمان و دما) استفاده شده، نقاط درون‌یابی انتخاب شده، مدل-سازی اولیه انجام شده،فاصله‌ی بین دو مجموعه مدل‌سازی و اندازه-گیری شده محاسبه شده، بهترین نقاط درون‌یابی انتخاب و مدل‌سازی نهایی و ریزمقیاس‌سازی صورت گرفته است. در روش دوم در ابتدا داده‌ها را به صورت استاندارد تبدیل کرده و پس از آن ادامه روند تعیین نقاط درون‌یابی و محاسبه فاصله دو مجموعه، مدل‌سازی و در نهایت ریزمقیاس سازی انجام شده است.برای استانداردسازی داده‌ها از رابطه (۲) استفاده شده است:

$$X(i)new = \frac{X(i) - X(min)}{X(max) - X(min)} \quad (۲)$$

که در آن x(i) مقدار داده‌ی i- ام (به حسب مورد، زمان یا دما) و x (min) وx (max) به ترتیب کوچک‌ترین و بزرگ‌ترین داده در سری داده‌ها می‌باشد. در نتیجه بیشترین مقدار داده به یک و کمترین مقدار آن به صفرتبدیل شده و مقادیر دیگر بین صفر و یک قرار می‌گیرند.

محاسبه فاصله دو مجموعه از یکدیگر

در مدل سازی داده‌ها با استفاده از نظریه‌ی فرکتال و با توجه به قضیه کولاج، سیستم توابع تکراری برای مدل سازی آن مجموعه از داده‌ها به عنوان بهترین سیستم توابع تکرار انتخاب می‌گردد که اختلاف میان مجموعه داده‌های اندازه‌گیری شده و مجموعه داده‌های حاصل از مدل سازی با آن سیستم توابع تکرار، کمترین مقدار باشد (۱). بدین ترتیب برای محاسبه فاصله دو مجموعه داده‌های اندازه‌گیری شده و داده‌های مدل‌سازی شدهاز روش فاصله هاسدرف استفاده شده است.

برای محاسبه فاصله هاسدرف میان دو مجموعه Z و W (به ترتیب مجموعه داده‌های اندازه‌گیری شده و مجموعه داده‌های مدل سازی شده)، ابتدا باید فاصله مجموعه Z را ازمجموعه W، حساب نمود (رابطه ۳). برای محاسبه فاصله مجموعه Z از W، ابتدا باید فاصله هر عضو از مجموعه Z (مانند x_1، x_2، ... و x_N) با تک تک اعضا در مجموعه W محاسبه گردد (با استفاده از متریک اقلیدسی یا مَن هَتان). آنگاه از میان مقادیر به دست آمده، کمترین مقدار به عنوان فاصله نقطه مورد نظر (مانند x_1) از مجموعه Z تا مجموعه W تعریف می‌شود (رابطه ۴). این عمل برای سایر نقاط در مجموعه Z تکرار شده و سپس از میان مقادیر حداقل به دست آمده، بیشترین مقدار به عنوان فاصله مجموعه Z از W در نظر گرفته می‌شود.

سپس با استفاده از رابطه ۵، به محاسبه فاصله مجموعه W از مجموعه Z پرداخته می‌شود. برای محاسبه فاصله مجموعه W از Z نیز به همان روشی که در قسمت فوق بیان شد عمل می‌گردد. چون در فضای متریک هاسدرف، تابع فاصله خاصیت جابجایی ندارد، مقادیر فاصله محاسبه شده میان مجموعه Z از W و W از Zمتفاوت خواهد بود. با توجه به رابطه ۶ از میان دو عدد محاسبه شده، بیشترین مقدار به عنوان فاصله میان دو مجموعه بیان می‌گردد. در این رابطه، عملگر $\vee$ بیانگر بیشترین مقدار می‌باشد (۱).

$$d(z,w) = Max\{d(x,w): x \in z\} \quad (۳)$$

$$d(x,w) = Min\left\{d(x,y): x \in z \text{ ، } y \in w\right\} \quad (۴)$$

$$d(w,z) = Max\{d(y,z): y \in w\} \quad (۵)$$

$$h(z,w) = d(z,w) \vee d(w,z) \quad (۶)$$

معیار ارزیابی صحت مدل

در بررسی‌های آماری از پارامتر ریشه دوم میانگین مربعات خطا، که معیاری برای بررسی میزان صحت مدل در ارائه نتایج می‌باشد، به عنوان شاخص واریانس بین مقادیر دمای اندازه‌گیری شده (T_{obs}) و دمای مدل سازی شده ($T_{simulated}$) (رابطه ۷) استفاده می‌شود. همچنین از مقایسه شیب و عرض از مبدأ خط رگرسیون بین مقادیر دمای اندازه‌گیری شده و دمای مدل‌سازی شده، به ترتیب با یک و صفر، به عنوان معیاری برای ارزیابی استفاده شده است.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(T_{obs} - T_{simulated})^2} \quad (۷)$$

همچنین از معیار اطلاعات آکائیک (AIC)(رابطه ۸) به عنوان یک پارامتر آماری برای مقایسه بین مدل‌ها استفاده شده است. AIC معیاری برای سنجش نیکویی برازش است که بر اساس مفهوم آنتروپی بنا شده و نشان می‌دهد که استفاده از مدل آماری به چه میزان باعث از دست رفتن اطلاعات می‌شود. به عبارت دیگر، این معیار تعادلی میان دقت مدل و پیچیدگی آن برقرار می‌کند.با توجه به داده‌ها، چند مدل متفاوت را با توجه به مقدار AIC رتبه بندی کرده و مدل دارای کمترین AIC را انتخاب می‌کنند. این معیار را می‌توان این‌گونه محاسبه کرد (۶):

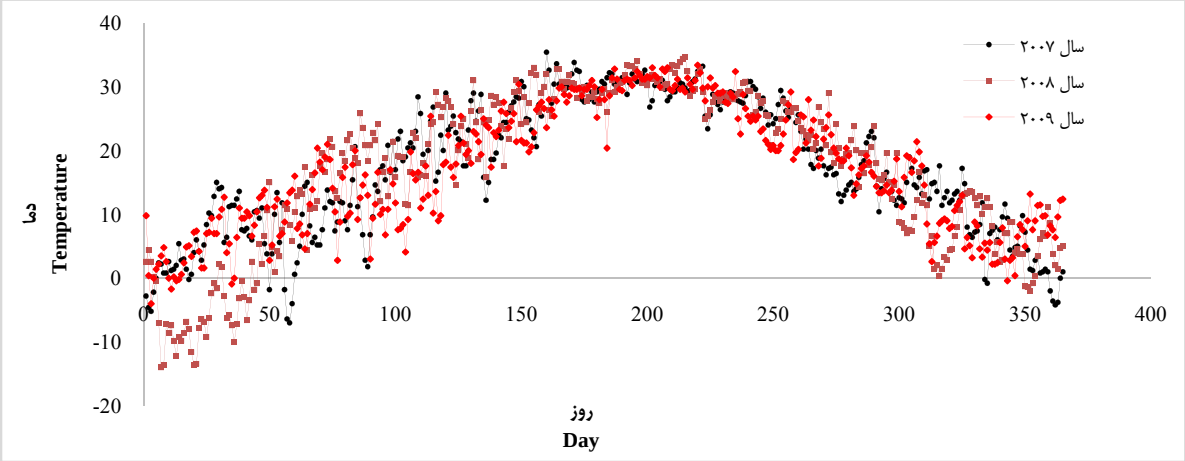
$$AIC_C = \ln\left(\frac{RSS}{x}\right) + \frac{x+y}{x-y-2} \quad (۸)$$

در این رابطه x: تعداد جفت داده‌ها، y: تعداد پارامترهای ورودی مدل وRSS: مجموع مربعات باقی‌مانده می‌باشند.

نتایج و بحث

شکل ۱ روند تغییرات دمای روزانه را برای سه سال مختلف ۲۰۰۷ تا ۲۰۰۹ نشان می‌دهند. واضح است که سری زمانی داده‌های

دما به صورت سیکل سینوسی تغییر می‌کند. نمودار تغییرات دما با کمی اختلاف برای سال‌های مختلف تقریباً مشابه است. به طور کلی تغییر در شیوه‌ی استانداردسازی و تغییر در گام زمانی برای انتخاب نقاط درون‌یابی منجر به تغییر در روند و تعداد نقاط درون‌یابی و همچنین تغییر آماره‌های خطا گردید.



شکل ۱- روند تغییرات دمای روزانه مشهد برای سه سال متفاوت

Figure 1- Changing procedure daily temperature of Mashhad for three different years

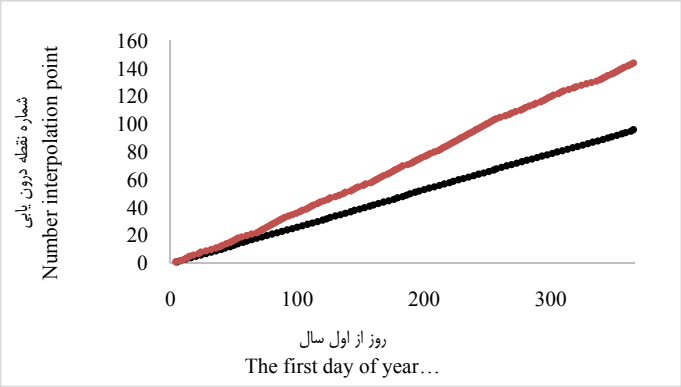
همانطور که بیان شد در این تحقیق با استفاده از توابع درون‌یاب فراکتال اقدام به مدل‌سازی سری زمانی دمای شهر مشهد برای سه سال میلادی ۲۰۰۷ تا ۲۰۰۹ و ریزمقیاس‌سازی زمانی روزانه و سه ساعته با دو نگرش استاندارد کردن و استاندارد نکردن داده‌ها بر فاصله هاسدرف دو مجموعه در تعیین نقاط درون‌یابی صورت گرفته است. همچنین همانطور که بیان شده فاصله بین نقاط درون‌یابی را به صورت متغیر ۵، ۱۰، ۱۵ در نظر گرفته شده است.در شکل ۲ تعداد نقاط درون‌یابی و روند تغییرات آنها در دو نگرش بدون استانداردسازی و با استانداردسازی برای سال ۲۰۰۹ و برای دو فاصله درون‌یابی مختلف ۵ و۱۰ روز را نشان می‌دهد. کاهش تعداد نقاط درون‌یابی منجر به تعداد کم‌تری از توابع درون‌یابی شده که تاثیری مستقیم بر روی کاهش زمان اجرای برنامه‌ی مدل‌سازی فرکتال می‌شود. کاهش اجرای برنامه از موضوعاتی است که هنوز راه حل مشخصی برای آن وجود نداشته و تعداد نقاط درون‌یابی هنوز هم با سعی و خطا تعیین می‌شود. علاوه بر تعداد بازه‌های درون‌یابی، چگونگی توزیع نقاط درون‌یابی هم دارای اهمیت است. به طوری که هرچه توزیع مکانی نقاط درون یابی همگن تر باشد منجر به توزیع برابر دقت در ریزمقیاس سازی می گردد. ما در این جا این توزیع را با واریانس طول بازه‌های درون‌یابی تحلیل کردیم. در جدول ۱ تعداد نقاط درون‌یابی و واریانس طول بازه‌های درون‌یابی برای هر دو نگرش و فواصل درون‌یابی مختلف آورده شده است. واریانس طول بازه‌های درون‌یابی، تغییرات اختلاف فاصله نهایی نقاط درون‌یابی در یک سال را نشان می‌دهد. با توجه به جدول ۱، واریانس‌طول بازه‌های درون‌یابی در نگرش بدون استانداردسازی نسبت به نگرش با استانداردسازی بیشتر بود. یعنی علاوه بر اینکه تعداد نقاط درون‌یابی در نگرش بدون استانداردسازی نسبت به نگرش با استانداردسازی بیشتر است، تغییرات فاصله بین نقاط درون‌یابی هم بیشتر و پراکندگی آن نیز نامنظم‌تر است. در کلیه‌ی حالات (سال و نیز گام فاصله‌ی درون‌یابی) استفاده از استانداردسازی منجر به کاهش تعداد نقاط درون‌یابی گردید. به نظر می‌رسد با انجام استانداردسازی داده‌ها به یکدیگر نزدیکتر شده‌اند و در بازه تغییر کمتری قرار می‌گیرند، در نتیجه در بین دو نقطه درون‌یابی متوالی تعداد نقاط بیشتری قرار می‌گیرد، پس می‌توان با نقاط درون‌یابی کمتری مدل‌سازی را انجام داد. جزئیات تحقیق و عملکرد دو نگرش، کاهش تعداد نقاط درون‌یابی در روند مثبت یا منفی نتایج ریزمقیاس سازی در دو بخش جداگانه ریزمقیاس سازی روزانه و سه ساعته بررسی شده است.

ریزمقیاس سازی برای داده‌های روزانه

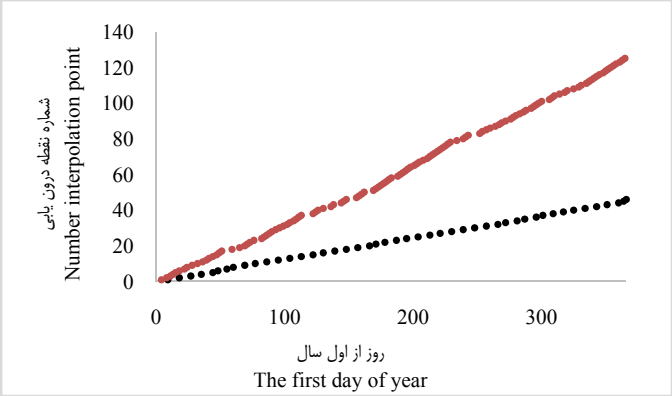
در این بخش به کمک داده‌های سال‌های میلادی ۲۰۰۷ تا ۲۰۰۹ به ریزمقیاس سازی زمانی روزانه دمای این سه سال پرداخته شد. در ابتدا از داده‌هایی با فواصل ۵ روز، دمای روزانه مدل‌سازی شد. شکل۳ دمای شبیه‌سازی شده‌ی روزانه‌ی ایستگاه مشهد برای سال ۲۰۰۹ الف با فاصله درون‌یابی ۵ و بدون استانداردسازی و ب با فاصله درون‌یابی ۵ و با استانداردسازی را نشان می‌دهند.

با توجه به اینکه هدف مقایسه دو نگرش است، در هر دو نگرش دماهای پیش‌بینی شده به خوبی رفتار دماهای اندازه‌گیری شده را

تقلید کرده‌اند. پراکنش نقاط تقریبا یکسان به نظر می رسد. از این رو در جدول ۲ آماره‌های صحت و دقت مدل آورده شده‌اند. گرچه هر سه آماره‌ی RMSE، R^2 و AICc، نگرش بدون استانداردسازی را با کمی اختلاف مناسب‌تر نشان داده‌اند ولی تفاوت چشمگیر نمی‌باشد.



الف



ب

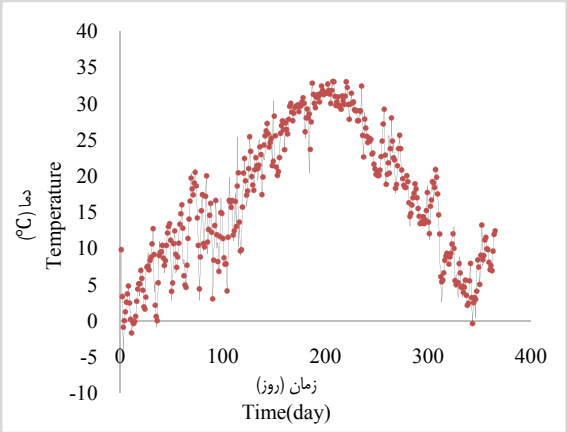
شکل ۲ – تعداد نقاط درون‌یابی و روند تغییرات آنها در دو نگرش مختلف استانداردسازی (رنگ آبی) و استاندارد نکردن (رنگ نارنجی) داده‌هابرای سال میلادی ۲۰۰۹ الف:فاصله درون یابی ۵ روز و ب: فاصله درون‌یابی ۱۰ روز

Figure 2- Number of interpolation points and trends in the two different approaches for Standardization (blue) and not standardization (orange) data for the year 2009 (a) interpolated 5 days and (b) interpolated 10 days

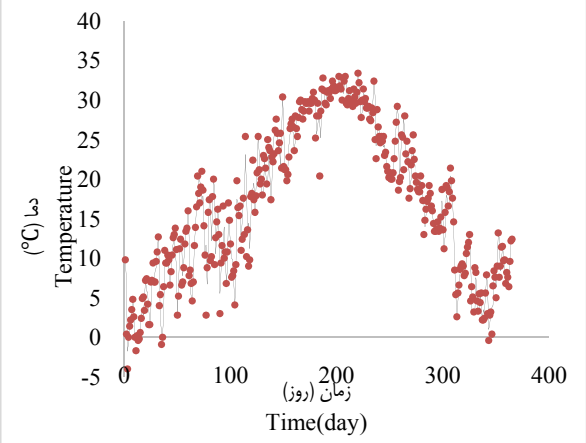
جدول ۱– تعداد نقاط درون‌یابی و واریانس اختلاف فاصله نقاط درون‌یابی در نگرش‌های مختلف استانداردسازی

Table 1- The number of interpolation point and variance of differences between interpolation point in different approaches of Standardization

نگرش approach	فاصله interval	فاصله درونیابی۵ 5-interval			فاصله درونیابی۱۰ 10-interval			فاصله درونیابی۱۵ 15-interval		
	سال year	**2007**	**2008**	**2009**	**2007**	**2008**	**2009**	**2007**	**2008**	**2009**
بدون استانداردسازی Without standardization	تعداد نقاط درون یابی Number of interpolation point	119	128	144	80	107	125	43	54	72
	واریانس طول بازه‌های درون‌یابی Variance of interval interpolation	0.8	0.81	0.56	6.37	3.1	2.3	7.24	4.68	4.21
با استانداردسازی With standardization	تعداد نقاط درون یابی Number of interpolation point	95	96	94	46	48	48	35	38	37
	واریانس طول بازه‌های درون‌یابی Variance of interval interpolation	0.25	0.23	0.21	3.32	2.5	1.8	4.7	3.31	3.16



الف



ب

شکل ۳- دمای روزانه شبیه‌سازی شده‌ی سال ۲۰۰۹ با فاصله درون‌یابی ۵ روز و بدون استانداردسازی (الف) و با استانداردسازی (ب). دمای مدل‌سازی شده با خط ممتد و دمای اندازی گیری شده با نقطه نشان داده شده است

Figure 3- Simulated temperature of Mashhad year 2009with 5-interval interpolation (a) without standardization (b) with standardization. Modeled data with stretch and observed data with points

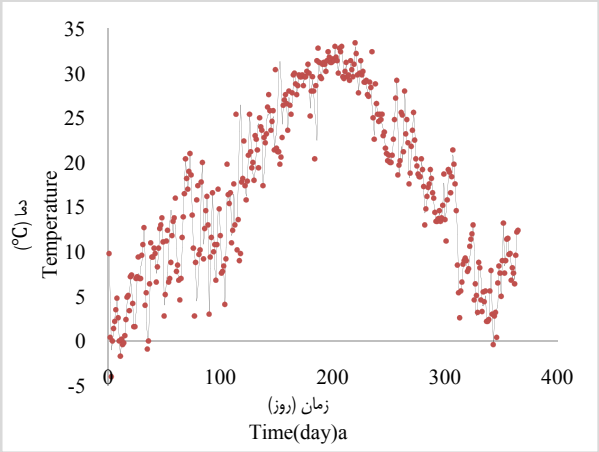
فاصله درون‌یابی را به ۱۰ روز تغییر داده و از داده‌هایی با فواصل ده روز، دمای روزانه را مدل‌سازی نمودیم و نتایج دمای شبیه‌سازی شده‌ی روزانه‌ی ایستگاه مشهد برای سال ۲۰۰۹ توسط فراکتال را با هر دو نگرش بدون استانداردسازی و با استانداردسازی در شکل ۴ارایه کردیم. تقریبا همان رفتار در شکل ۳ (مربوط به فاصله‌ی درون یابی ۵ روزه) در این جا نیز وجود دارد و این که تفاوت بین دو نگرش محسوس نمی‌باشد. مقایسه‌ی دقیق‌تر آماری در جدول ۲ انجام شده است. در جدول شماره ۲ آماره‌های صحت و دقت مدل بیان شده‌اند. روند تغییر آماره‌ها برای فاصله درون‌یابی ۱۰ روز مشابه فاصله درون‌یابی ۵ روز می‌باشد. همچنین شبیه‌سازی با نگرش بدون استانداردسازی برای هر دو فاصله درون‌یابی نتایج بهتری را نسبت به نگرش دوم با استانداردسازی نشان می‌دهد.

شکل‌های۵ و ۶ مقایسه‌ی تطبیقی بین دماهای روزانه‌ی شبیه‌سازی شده و اندازه‌گیری شده سال ۲۰۰۹ برای ایستگاه مشهد را نشان می‌دهد. در این شکل‌ها نقاط تقریباً بر روی نیمساز ربع اول واقع شده که نشان دهنده نزدیک بودن نقاط شبیه‌سازی به نقاط اندازه‌گیری می‌باشد. عرض از مبدأ و شیب این خطوط در دو مدل‌سازی در سطح ۵درصد تفاوت معنی‌داری به ترتیب با صفر و یک نداشتند که نشان‌دهنده‌ی مدل‌سازی مناسب می‌باشد. با این حال در دو شکل ۵-ب و ۶-ب که به ترتیب مربوط به استانداردسازی با فاصله نقاط درون‌یابی ۵ و ۱۰ می‌باشد، نسبت به شکل‌های ۵-الف و ۶-الف که به ترتیب مربوط به استانداردسازی نشده با فاصله نقاط درون‌یابی ۵ و ۱۰ می‌باشد، پراکندگی نقاط نسبت به نیمساز اول کمی بیشتر می‌باشد. به طور کل از جدول ۱ و ۲ و شکل‌های ۵ و ۶نتیجه می‌شود که به رغم کاهش تعداد نقاط درون‌یابی و زمان اجرای برنامه در نگرش با استانداردسازی، معیارهای صحت و دقت مدل در حالت نگرش بدون استانداردسازی، با اختلافی اندک نتایج بهتری را نشان داده‌اند. همچنین در تعیین فاصله نقاط درون‌یابی بهینه، فاصله

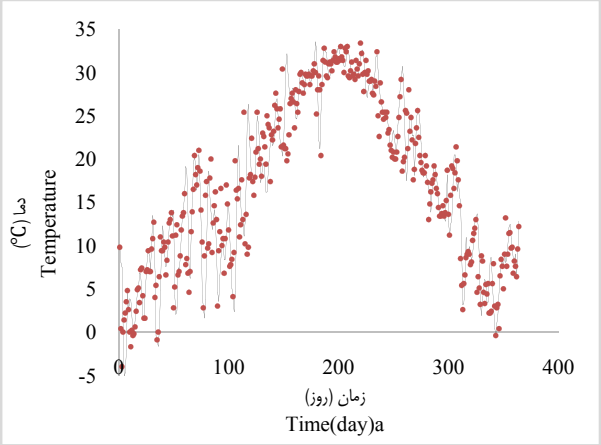
درون‌یابی پنج روزه با اندکی اختلاف نسبت به ده روز نتایج بهتری را نشان می‌دهد، با این حال با توجه به اینکه فاصله بیشتر بین نقاط درون‌یابی منجر به کاهش تعداد نقاط درون‌یابی و کاهش زمان اجرای برنامه می‌شود، می‌توان فاصله درون‌یابی ده روزه را به عنوان فاصله درون‌یابی بهینه قلمداد کرد.

ریزمقیاس‌سازی سه ساعته

در این بخش به کمک داده‌های سال‌های میلادی ۲۰۰۷ تا ۲۰۰۹ به ریزمقیاس‌سازی زمانی سه ساعته دمای این سه سال پرداخته شده است. در ابتدا از داده‌هایی با فاصله پنج روز، دمای سه ساعته را مدل‌سازی نمودیم.مانند ریزمقیاس‌سازی روزانه، مدل‌سازی و ریزمقیاس‌سازی سه ساعته هم انجام شده است. شکل ۷ دمای شبیه‌سازی شده‌ی روزانه‌ی ایستگاه مشهد برای سال ۲۰۰۹ و با فاصله درون‌یابی ۵ الف بدون استانداردسازی و ب با استانداردسازی را نشان می‌دهند. همچنین این مدل‌سازی برای فاصله درون‌یابی ۱۰ و ۱۵ روز هم انجام شده است. روند مشابه درون‌یابی ۵ روزه در فواصل دیگر درون‌یابی هم تکرار شده است. با توجه به مناسب بودن هر دو مدل‌سازی و هر دو نگرش، بازهم نگرش اول بدون استانداردسازی با کمی اختلاف نتایج بهتری را نسبت به نگرش دوم با استاندارد سازی نشان می‌دهد.



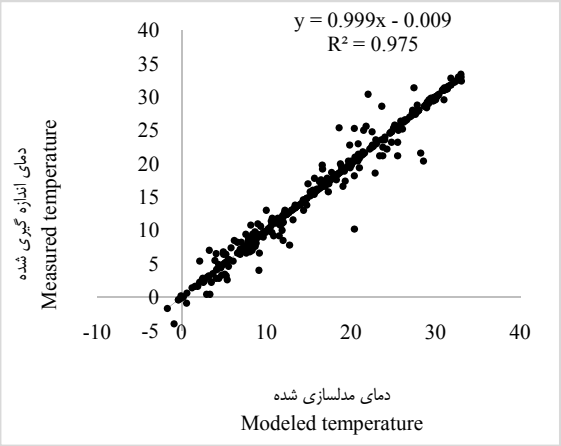
الف



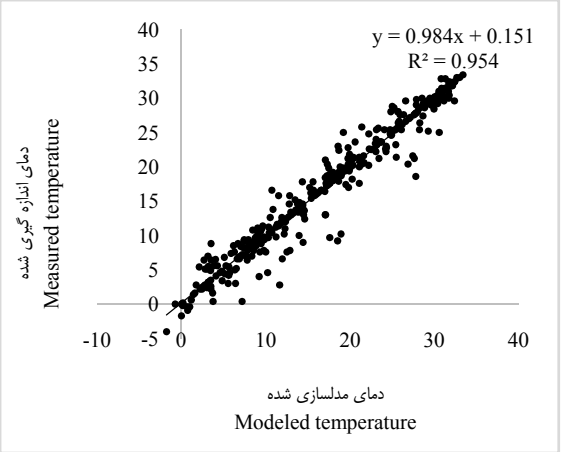
ب

شکل ٤- دمای روزانه شبیه‌سازی شده‌ی سال ۲۰۰۹با فاصله درون‌یابی ۱۰ روز و بدون استانداسازی (الف) و با استانداسازی (ب). دمای مدل سازی شده با خط ممتد و دمای اندازی گیری شده با نقطه نشان داده شده است

Figure 4- Simulated temperature of Mashhad year 2009with 10-interval interpolation (a) without standardization (b) with standardization. Modeled data with stretch and observed data with points



الف



ب

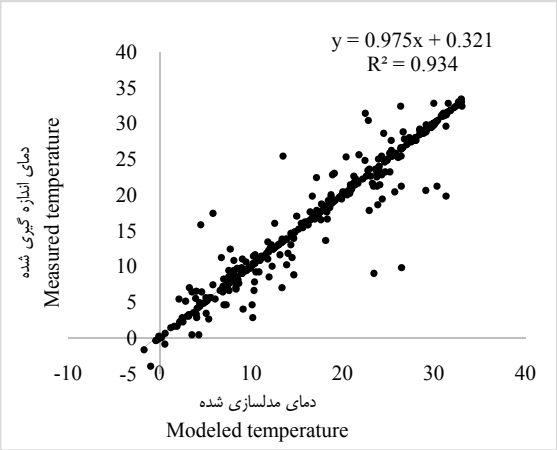
شکل ۵- مقایسه مقادیر دمای اندازه‌گیری شده با مقادیر شبیه‌سازی شده در مقیاس زمانی روزانه در سال ۲۰۰۹ با فاصله درون‌یابی ۵ روز و بدون استانداردسازی (الف) و با استانداد سازی (ب)

Figure 5- Comparisone of measured and simulated daily temperature in year 2009 with 5-interval interpolation (a) without standardization (b) with standardization

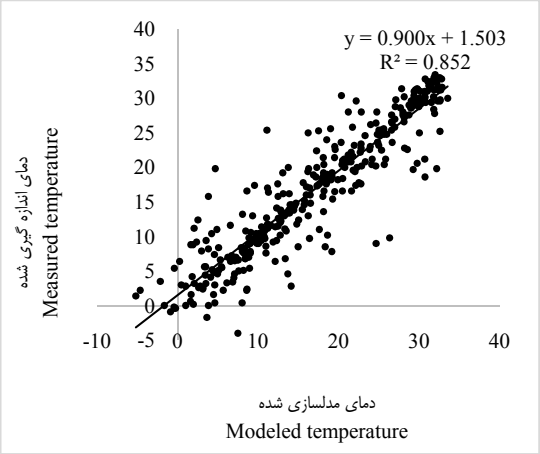
جدول ۲- معیارهای ارزیابی صحت و دقت در مدل فراکتال برای مدل سازی داده های دمای روزانه در ایستگاه مشهد

Table 2- Evaluation of fractal model for daily temperature modeling in Mashhad

نگرش Approach	فاصله interval	فاصله درونیابی ۵ 5-interval			فاصله درونیابی ۱۰ 10-interval			فاصله درونیابی ۱۵ 15-interval		
	سال Year	2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009
بدون استانداردسازی Without standardization	*I*	1.44	1.49	1.48	2.25	1.76	2.45	2.36	1.89	2.51
		0.98	0.98	0.97	0.95	0.97	0.93	0.91	0.93	0.89
	AICc	0.55	0.8	0.76	1.61	1.11	1.76	1.94	2.02	2.16
با استانداردسازی With standardization	*I*	1.44	1.76	2.05	2.51	3.27	3.8	2.6	3.32	3.95
		0.98	0.97	0.95	0.94	0.89	0.85	0.88	0.83	0.86
	AICc	0.7	1.14	1.41	1.82	2.35	2.65	2.13	2.41	2.81



الف

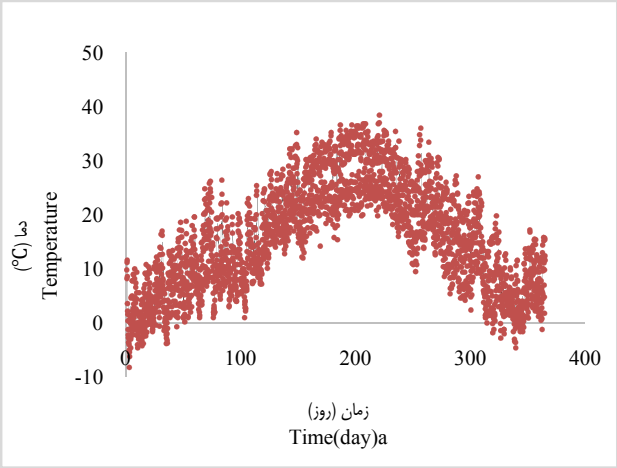


ب

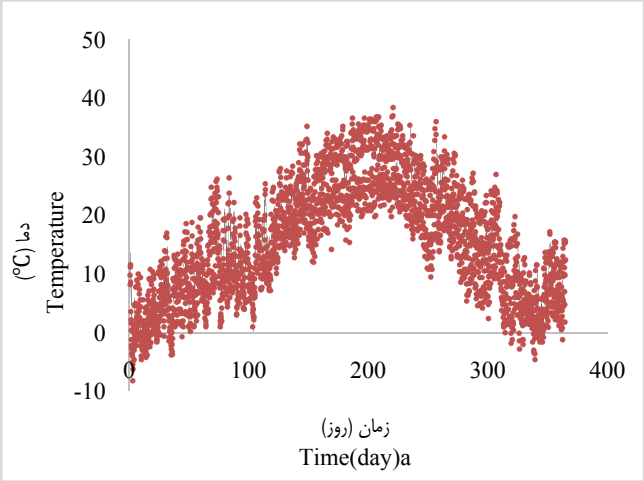
شکل ٦- مقایسه مقادیر دمای اندازه‌گیری شده با مقادیر شبیه‌سازی شده به روش فراکتال در مقیاس زمانی روزانه در سال ۲۰۰۹ با فاصله درون‌یابی ۱۰ روز و بدون استانداردسازی (الف) و با استانداردسازی (ب)

Figure 6- Comparisone of measured and simulated daily temperature in year 2009 with 10-interval interpolation (a) without standardization (b) with standardization

در شکل۸ مقایسه‌ی تطبیقی بین دماهای روزانه‌ی شبیه‌سازی شده و اندازه‌گیری شده سال ۲۰۰۹ برای ایستگاه مشهد انجام شده است. در این شکلنقاط تقریباً بر روی نیمساز ربع اول واقع شده، عرض از مبدأ و شیب این خطوط در دو مدل‌سازی در سطح ۵ درصد تفاوت معنی‌داری به ترتیب با صفر و یک ندارند.اختلاف فاصله بین نقاط اندازه‌گیری شده و مدل‌سازی شده در فاصله درون‌یابی ۱۰ و ۱۵ روز هم مشابه روند در فاصله درون‌یابی ۵ روز می‌باشد.مانند ریزمقیاس سازی روزانه نقاط در نگرش دوم نسبت به نگرش اول پراکندگی بیشتری دارند.در جدول۳ هم مانند جدول ۲ هر سه آماره‌ی RMSE، R^2 وAICc، نگرش بدون استانداردسازی را با کمی اختلاف مناسب‌تر نشان داده‌اند. به نظر می‌رسد که استانداردسازی و به عبارتی قرارگیری داده‌ها در بازه تغییر کمتر تاثیر مثبتی بر روی خاصیت فرکتال ندارد و خاصیت طبیعی فرکتال را کمی برهم می‌زند. به طور کلیواضح است که نتایج حاصل از ریزمقیاس‌سازی سه ساعته عیناً نتایج ریز مقیاس‌سازی روزانه را نشان می‌دهند و این رویداد را می‌توان چنین تحلیل نمود که در ریزمقیاس‌سازی سه ساعته عیناً رخداد ریزمقیاس‌سازی روزانه در مقیاس کوچکتر (خاصیت فراکتال) رخ می‌دهد، پس طبیعتاً نتایج باید در مقیاس کوچکتر هم تکرار شوند و روند یکسانی را نشان دهند، گرچه خطا مقداری افزایش می‌یابد.



الف



ب

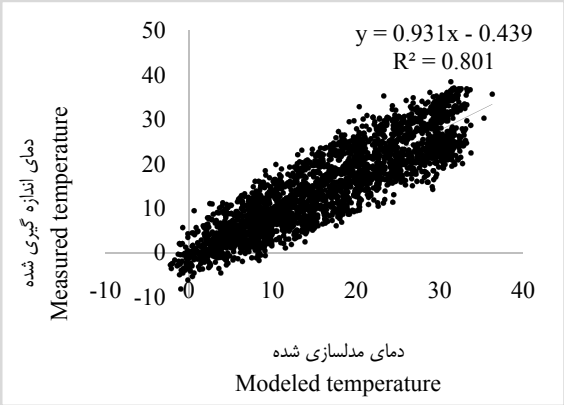
شکل ۷- دمای سه ساعته شبیه‌سازی شده‌ی سال ۲۰۰۹ با فاصله درون‌یابی ۵ روز و الف:بدون استانداردسازی و ب با استانداردسازی. دمای مدل‌سازی شده با خط ممتد و دمای اندازی گیری شده با نقطه نشان داده شده است

Figure 7- Simulated 3-houre temperature of year 2009with 5-interval interpolation (a) without standardization (b) with standardization. Modeled data with stretch and observed data with points

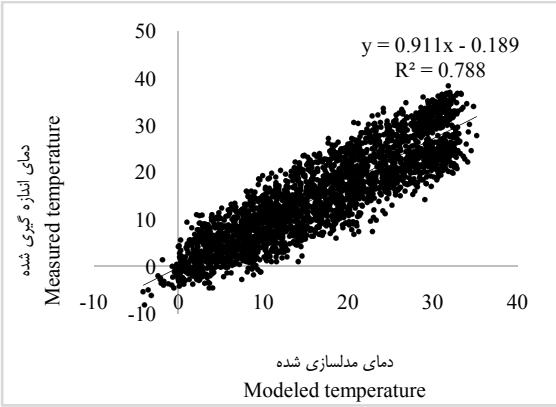
جدول ۳- معیارهای ارزیابی صحت و دقت در مدل فراکتال برای مدل سازی داده های دمای سه ساعته در ایستگاه مشهد

Table 3- Evaluation of fractal model for downscaling 3-hours temperature modeling in Mashhad

نگرش Approach	فاصله interval		فاصله درونیابی ۵ 5-interval			فاصله درونیابی ۱۰ 10-interval			فاصله درونیابی ۱۵ 15-interval		
	سال Year		2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009
بدون استانداردسازی Without standardization		*I*	4.69	4.86	4.69	4.92	4.91	5.06	5.1	5.07	5.12
			0.83	0.87	0.8	0.81	0.86	0.76	0.79	0.84	0.74
	AICc		2.86	2.96	2.86	3.01	2.98	3.02	3.14	3.04	3.19
با استانداردسازی With standardization		*I*	4.8	4.9	4.88	5.08	5.5	5.82	5.3	5.7	5.9
			0.82	0.86	0.78	0.79	0.83	0.7	0.71	0.74	0.69
	AICc		2.9	3	2.95	3.08	3.22	3.35	3.16	3.3	3.46



الف



ب

شکل ۸- مقایسه مقادیر دمای اندازه‌گیری شده با مقادیر شبیه‌سازی شده در مقیاس زمانی سه ساعته در سال ۲۰۰۹ با فاصله درون‌یابی ۵ روز الف: بدون استانداردسازی و ب: با استانداردسازی

Figure 8- Comparisone of measured and simulated 3-houre temperature in year 2009 with 5-interval interpolation (a) without standardization (b) with standardization

نتیجه‌گیری کلی

در این تحقیق به ریزمقیاس‌سازی روزانه و سه ساعته سری زمانی دمای ایستگاه سینوپتیک مشهد به کمک فراکتال با دو نگرش بر فاصله هاسدرف برای تعیین نقاط درون‌یابی (نگرش اول استفاده از داده‌بدون استانداردسازیو نگرش دوم استفاده از داده‌ها با استانداردسازی) پرداخته شده است، همچنین فاصله نقاط درون‌یابی به صورت متغیر ۵، ۱۰، ۱۵ درنظرگرفته شده است. از آماره‌های ریشه دوم میانگین مربعات خطا،ضریب همبستگی و شاخص اطلاعاتی آکائیک برای بررسی میزان دقت و صحت مدل استفاده شده است. به طور کلی در هر دو نگرش ریزمقیاس‌سازی زمانی روزانه و سه ساعته با دقت و کیفیت بسیار خوب انجام شده است.در نگرش دوم با توجه به اینکه استانداردسازی انجام شده است تعداد نقاط درون‌یابی در نگرش دوم نسبت به نگرش اول به حدود دو سوم کاهش یافته است و به دنبال آن زمان اجرای برنامه کاهش یافته است، به نظر می‌رسد که در نگرش دوم با انجام استانداردسازی پراش داده‌ها کاهش یافته و داده-ها در محدوده تغییر کوچکتری قرار می‌گیرند، پس مجموعه فرکتالی به بخش‌های بزرگتری تقسیم می‌شود که در هر بخش داده‌های بیشتری قرار می‌گیرد، پس تعداد بخش‌ها و در نتیجه تعداد نقاط درون‌یابی برای مدل‌سازی کاهش یافته است.همچنین نتایج مربوط به ریزمقیاس‌سازی با فاصله درون‌یابی ۵ و ۱۰ روز و نگرش اول از دیگر نتایج با کمی اختلاف نتایج بهتری را نشان می‌دهد، به دلیل خطای کم بین نتایج فاصله درون‌یابی ۵ و ۱۰ روز و با توجه به اهمیت زمان اجرای برنامه و استفاده از داده‌های کمتر در نتیجه فاصله درون‌یابی ۱۰ بهترین نتیجه را حاصل می‌کند. آزمون‌های آماری مقادیر آماره R^2را برای نگرش اول بین ۰/۹۸-۰/۷۴. و برای نگرش دوم بین ۰/۹۸-۰/۶۹، RMSE را برای نگرش اول بین ۱/۳۳-۵/۱۲ و برای نگرش دوم بین ۱/۴۴-۵/۹ درجه سانتیگراد و AICرا برای نگرش اول بین ۰/۵۵-۳/۱۹ و برای نگرش دوم بین ۲/۸۷-۳/۴۶ نشان دادند و همچنین عرض از مبدأها و شیب‌های خطوط در مدل‌سازی‌ها در سطح ۵درصد تفاوت معنی‌داری به ترتیب با صفر و

یک ندارند. با این حال نتایج نشان می‌دهند که نگرش اول با اختلاف بسیار اندک، مدل‌سازی بهتری را نشان می‌دهد.

منابع

1- Barnsley M.F. 1993. Fractals Everywhere. 2nd ed. New York, Academic Press.
2- Chuanzhen L., Xiangdong, G. and Shuping Sh. 2000. A speedup method for fractal encoding of digital signals.Signal Processing, 5th International Conference on WCCC-ICSP, 2: 1115-1118.
3- GhahramanB. and Davary K. 2014. Adopting Hierarchial Cluster Analysis to Improve the Performance of K-mean Algorithm. Journal of Water and Soil, Vol. 28, 3, p: 471-480. (in Persian with English abstract).
4- Li Z.F. and Li X.F. 2008. An explicit fractal interpolation algorithm for reconstruction of seismic data. Chinese Physics Letters, 3: 1157-1159.
5- Mazel D.S. and Hayes M.H. 1992.Using itegrated function systems to model discrete sequences.IEEE Transactions on Signal Processing, 40 (7) :1724-1734.
6- McQuarrie A. D. and Tsai C. L. 1998. Regression and time series model selection, World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd.
7- Pathirana A. 2001. Fractal modeling of rainfall: Downscaling in time and space for hydrological applications. PhD thesis, University of Tokyo, Japan.
8- Puente C.E. 1995. Geometric modeling of rainfall fields. Water Resources Center Technical Completion Report W-804. Univercity of California, Davis.
9- Shahedi M., Sanaiinejad S.H. and Ghahraman B. 2012. Regional Frequency Analysis of Annual Maximum 1-day and 2-day Rainfalls Using Clustering and L-moments, Case study: Khorasan Razavi Province. . Journal of Water and Soil, Vol. 27(1): 80-89. (in Persian with English abstract).
10- Shamkoueyan H., Ghahraman B., Davary K. and Sarmad M. 2009. Flood frequency analysis using Linear moment and flood index method in Khorasan provinces. Journal of Water and Soil, Vol. 23(1): 31-43. (in Persian with English abstract).
11- Strahle W.C. 1991. Turbulent combustion data analysis using fractals. AIAA,J, 3: 409-417.
12- Tajabadi Sh., Ghahraman B. and Ziaei A.N. 2016. Fractal analysis of temperature time series. Msc thesis, Ferdowsi University of Mashhad, Iran.
13- ValidiN., Ziaei A.N., Ghahraman B. and Ansari H. 2014. Using Fractal Interpolation Functions for Temporal Downscaling of Temperature Data. Journal of Water and Soil, Vol. 27(6): 1123-1132.
14- Zhou G.Y. and Leu M.C. 1993. Fractal geometry model for wear prediction. Wear, 170: 1-14.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 1, Mar.-Apr. 2017, p. 331-344

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۱، فروردین –اردیبهشت ۱۳۹۶، ص. ۳۴۴-۳۳۱

The Effect of Different Approaches of Distance Between Two Sets on Fractal Downscaling of Temperature in Mashhad

Sh. Tajabadi[1*] - B. Ghahraman[2]- A.N. Ziaei[3]

Received: 04-01-2016
Accepted: 09-01-2017

Introduction: The range of meteorological parameters, such as temperature, are different at different scales. Fractal geometry is a branch of mathematics that has many applications in the field of discrete and continuous domains. Downscaling may be done by different methods, including univariate, multivariate regression functions, splined function and fractal function. Finding the best model for fractal downscaling, is needed to implement the distance between measured and modeled data sets. This distance may be estimated by different methods, including Euclidian. For temporal downscaling, the data are two-dimensional, i.e. time and that of principal variable (e.g. temperatures).In such a case, the dimensionality problem arises in Euclidean space. In these cases, data are usually changed to non-dimensional forms which are referred to standardization, normalization, scaling, or non-dimensionalizing. So, in addition to imbalance of data calculating distance between two sets, we are also considering the impact of standardized data on the number of interpolation points, run time, and accuracy of downscaling the temperature of Mashhad synoptic station.

Materials and Methods: In this paper, fractal model was used for modeling and downscaling temperature datasets for the period of 2007- 2009 at Mashhad Synoptic stations with two approaches of Hasdurf distance to determine the interpolation points (first approach: in first approach original data was used. Second approach: in second approach the data were standardized). We adopted some criteria, such as root mean squared error, correlation, and Akaike information criteria to assess the accuracy of fractal downscaling.

Mashhad is the second most populous city in Iran and capital of Razavi Khorasan Province. It is located in the northeast of the country, close to the borders of Turkmenistan and Afghanistan. It is built-up (or metro) area was home to 2,782,976 inhabitants including Mashhad Taman and Torqabeh cities. It was a major oasis along the ancientSilk Road connecting with Merv in the East. The city is located at 36.20º North latitude and 59.35º East longitude, Mashhad features a steppe climate with hot summers and cool winters. The city only receives about 250 mm of precipitation per year, summers are typically hot and dry, with high temperatures sometimes exceeds 35 °C (95 °F). Winters are typically cool to cold and somewhat humid, with overnight lows routinely dropping below freezing.

At first, fractal method was used to produce daily temperature from daily datasets with two attitude and different interval interpolation (5, 10, 15days). Then the same process was applied to produce 3-hours temperature.

Results and Discussion: Downscaling for daily temperature: In this part, we considered that which standardizing approach and which interval interpolation, will carry the best accuracy for the fractal modeling. Although RMSE, R2, AIC, show that standardized approach is not better, but the difference is not substantial.

Results from fractal modeling from 5-day interval interpolation and 10-day interval interpolation with daily measured temperature in Mashhad compared based on 1:1 line of perfect agreement, and showed acceptable (α=5%) behavior. In both approaches and two interval interpolation with both 5 and 10 days, predicted temperatures imitate the behavior of the measured temperatures. However, simulation with no standardization approach show better results for both distance interpolation compared to the second approach with standardization.

2. Downscaling daily temperature to 3-hour interval: We compared downscaled 3-hour temperature from two standardizing approaches and two timesinterpolation based on daily temperature with 3-hour measured temperature and compared the results with respect to 1:1 line of perfect agreement. It is clear that the results of the three-hour downscaling show the same results with daily downscaling, because temperature shows the fractal behavior. Although both approaches perform well but un-standardizing is better, yet the difference is not pronounced.

Conclusion: Overall, in both approaches, three-hour and daily downscaling is done precisely and with high

1, 2 and 3- M.Sc. Student, Professor and Assistant Professor, Department of Water Engineering, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad
(*- Corresponding Author Email: Tajabadi.sh.1991@gmail.com)

quality. The number of interpolation points was reduced by 30% under the second standardizing approach, which followed by considerable computer runtime. However, the result shows that the first approach had better modeling.

The comparison results of the modeling with 5 intervals interpolation and with 10, the 10 intervals interpolation were more acceptable, such that correlation coefficient was between (first approach: 0.98 and 0.7, second approach: 0.98 and 0.65) while RMSE was between (first approach: 1.33 and 3.27 ° C and second approach: 1.44 and 6.02 ° C), and AICc was between (first approach: 0.55-3.27 and second approach: 2.87-3.51).The intercepts and slopes of regression lines between measured and predicted temperatures were not statistically (5% level of significant) different from 0 and 1, respectively.

Keywords: Downscaling, Housdorf distance, Standardization

Contents

Optimization of Water Allocation between Different Crops in Water Stress Conditions in Qazvin Irrigation Network 10
M. Mohammad Khani - M. Karimi - A. Gomrokchi
Large Dam Effects on Flow Regime and Hydraulic Parameters of river (Case study: Karkheh River, Downstream of Reservoir Dam) 27
F. Azarang – A.R. Telvari – H. Sedghi – M. Shafaie Bajestan
Study of Width Reduced Transition Effects on Ripple Bed Form Height in Various Hydraulic Conditions 39
E. Roshani - A. Hussienzade Dalir – D. Farsadizade–F. Salmasi
Identify the Effective Wells in Determination of Groundwater Depth in Urmia Plain Using Principle Component Analysis 50
S. Babaei - G. Hamdami- H. Ghasemieh
The Effect of Different Levels of Irrigation and Nitrogen Fertilizer on Yield and Water Use Efficiency of Potato in Subsurface Drip Irrigation 60
M. Jolaini -M. Karimi
Application of Chaos Theory and Artificial Neural Networks to Evaluate Evaporation from Lake's Water Surface 74
S. Farzin - R. Hajiabadi - M.H. Ahmadi
Effect of Rock Fragment Cover on Hydraulics Properties of Surface Flows and Rill Initiation with Simulating Runoff under Natural Conditions 85
S. Kalbali - Sh. Ghorbani Dashtaki - M. Naderi- S. Mirzaee
Modeling and Forecast Biological Oxygen Demand (BOD) using Combination Support Vector Machine with Wavelet Transform 100
A. Solgi - A. Pourhaghi- H. Zarei- H. Ansari
Experimental Investigation on the Scour Hole Geometric Dimensions in Different Spur Dikes in 90 Degree Bend for Non-Submerged Conditions 111
S. Rahimi - S. M. Kashefipour- M. Shafai Bajestan- A. Fathi
Estimating Major Crop Water Productivity at Neyshabour Basin and Optimize Crop Area 126
Y. Pourmohamad - M. Mousavi Baygi- A. Alizadeh- A. N. Ziaei- M. Bannayan Aval
Simulating Effects of Long Term Use of Wastewater on Farmers Health Using System Dynamics Modeling (Case Study: Varamin Plain) 143
H.A. Alizadeh - A.M. Liaghat- T. Sohrabi
Influence of Plant Growth Regulators and Humic Substance on the Phytoremediation of Nickel in a Ni-Polluted Soil 155
M. Shafigh - R. Ghasemi-Fasaei - A. Ronaghi
Comparison the Efficiency of Aquasorb and Accepta Superabsorbent Polymers in Improving Physical, Chemical, and Biological Properties of Soil and Tomato Turnover under Greenhouse Condition 167
M. Nourzadeh Haddad - A. Hasani- M. Karami Moghadam
Assessing Earthworm and Municipal Sewage Sludge Impacts on Microbiological and Biochemical Soil Quality Using Multivariate Analysis 178
H. Jafari Vafa – F. Raiesi
Modeling Adsorption Kinetics of Magnesium and Phosphate Ions on Goethite by Empirical Equations 191
M.Talebi Atouei - R. Rahnemaie- E. Goli Kalanpa-M.H. Davoodi
The Effect of Aggregate-Size Fractions on the Availability of Cu in Some Contaminated Soils with Heavy Metals 201
A. Farshadirad - A. R. Hosseinpur- Sh. Ghorbani- H. R. Motaghian
The Role of Aspect on Spatial Variability of Soil Properties and Quantitative, Qualitative, and Vegetative Properties of Peach in Saman Region, Shahrekord 215
N. Keyvani - M.H. Salehi - J. Mohammadi -A.R. Mohammadkhani

Particle Size Distribution of Surface-Eroded Soil in Different Rainfall Intensities and Slope Gradients 229
A.R. Vaezi - M. Ebadi
Comparing the Ability of Conventional and Digital Soil Maps to Explain Soil Variability using Diversity Indices 240
Z. Mosleh - M.H. Salehi- A. Jafari- I. Esfandiarpoor Borujeni
Cadmium Immobilization in Soil using Sodium Dodecyl Sulfate Stabilized Magnetite Nanoparticles 253
A. Farrokhian Firouzi - M. J. Amiri - H. Hamidifar - M. Bahrami
Study of Viability of Phosphate Solubilizing Bacteria in Phosphate granules 262
H. RajabiHashjin - A.R. Fallah - G.R.BakhshiKhaniki
Simulation of Soil Water content and Nitrate under Different Fertigation Strategies for Sweet Pepper in Isfahan by EU-ROTATE-N Model. 276
F. Fazel - N.Ganji Khorramdel- M. Gheysari
Comparison of Four Weighting Methods in Fuzzy-based Land Suitability to Predict Wheat Yield 285
F. Rahmati - A. Kamali
Effect of Source and Amount of Nitrogen, the Amount of Calcium Carbonate of Soil and Different Amounts of Alfalfa Residue on Nitrogen Losses as Ammonia 301
T. Mansouri - A. Golchin – Z. Rezaei
Changes in Chemical Soil Characteristics in Confronting with Fire and Its Severity 311
H. Taefi - R. Erfanzadeh - M. Abedi
The Occurrence of Early Autumn Frost Frequency Analysis Case Study: Khorasan Razavi's Synoptic Stations 320
N. Seyyed Nezhad Golkhatmi - M. Farzandi - H. Rezaee-Pazhand
Calibration and Evaluation of Different Estimation Models of Daily Solar Radiation in Seasonally and Annual Time Steps in Shiraz Region 330
H.R. Fooladmand - F. Karimi
The Effect of Different Approaches of Distance Between Two Sets on Fractal Downscaling of Temperature in Mashhad 344
Sh. Tajabadi - B. Ghahraman- A.N. Ziaei

WATER AND SOIL

(AGRICULTURAL SCIENCES AND TECHNOLOGY)

Vol . 31 No. 1 Jan.-Feb. 2017

Published by: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

Manager in Charge: Valizadeh, R. (Ruminant Nutrition) Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editor in Chief: Fotovat, A. (Soil Science) Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editorial Board:

Alizadeh, A.	Irrigation and Drainage	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Astaraei, A. R.	Soil Science	Assoc. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Davari, K.	Irrigation and Drainage	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Fotovat, A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Ghaemi, A.A.	Irrigation and Drainage	Assoc. Prof., Shiraz University
Kamali, Gh.	Agricultural Meteorology	Assoc. Prof., Islamic Azad University, Tehran
Khademi, H.	Soil Science	Prof., Isfahan University of Technology
Khanjani, M.J.	Irrigation and Civil Eng.	Prof., Shahid Bahonar University of Kerman
Khormali, F.	Soil Science	Prof., Agricultural Sciences & Natural Resources University of Gorgan
Kiani, A.R.	Irrigation and Drainage	Prof., Agricultural and Natural Resources Res. Center of Golestan Province
Lakzian,A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Mahdian, M.H.	Irrigation and Drainage	Prof., Soil Conservation and Watershed Management Research Institute
Mosaedi, A.	Irrigation and Civil Eng.	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Mousavi Baygi, M	Agricultural Meteorology	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Oustan, Sh.	Soil Science	Assoc. Prof., Tabrzi University
Sanaei-Nejad, S.H.	Agricultural Meteorology	Assoc. Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Publisher: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad

Printed by: Ferdowsi University of Mashhad, Press.

Address: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

P.O. Box: 91775- 1163

Fax: +98 511 8787430

E-Mail: jswa3@um.ac.ir

Web Site: http://jm.um.ac.ir

Journal of Water and Soil is published bimonthly (six issues per year).