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

جلد ۳۱ شماره ۳
سال ۱۳۹۶

Vol. 31 No. 3
2017

Water and Soil
(Agricultural Science and Technology)

شماره پیاپی ۵۳

شاپا: ۴۷۵۷-۲۰۰۸

ISSN:2008-4757

## عنوان مقالات

**بررسی اثرات زیست محیطی هجوم جبهه‌های آب شور به آبخوان های کویری (مطالعه موردی: استان خراسان جنوبی- آبخوان سرایان)** ..... ۶۷۳
حمید کاردان مقدم- محمد ابراهیم بنی حبیب

**مدل‌سازی عددی انتقال آلاینده در آبراهه‌های با پهنه ماندابی و جریان غیریکنواخت با استفاده از معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری** ..... ۶۸۹
محمد حاتم جعفری - مهدی مظاهری - جمال محمد ولی سامانی

**تخصیص بهینه آب برای آبیاری تکمیلی مزارع گندم و جو دیم درزیرحوضه‌های منطقه کامیاران** ..... ۷۰۱
رضا سعیدی - هادی رمضانی اعتدالی- امیر صمدی- علیرضا توکلی

**تخمین عملکرد گندم آبی با استفاده از روش الگوریتم ترکیبی شبکه‌های عصبی مصنوعی و الگوریتم ژنتیک** ..... ۷۱۵
علی باریکلو - پریسا علمداری - کامران مروج - مسلم ثروتی

**بررسی اثرات انواع خاکپوش بر کارایی مصرف آب وشاخص‌های رشد ذرت سینگل کراس ۷۰۴** ..... ۷۲۷
شکوفه نجف آبادی- محمدرضا نوری امامزاده‌ای- مهدی قبادی نیا- عبدالرزاق دانش شهرکی

**ارزیابی مدل AquaCrop در برداشت‌های مختلف گیاه یونجه در اردستان** ..... ۷۳۸
فرشید رمضانی- عباس کاویانی- هادی رمضانی اعتدالی

**تاثیر انتخاب ایستگاه در بهینه‌سازی پارامترهای مدل پالس مستطیلی بارتلت-لویس اصلاح شده (BLRPM) و عملکرد مدل هیدرولوژیکی HSPF** ..... ۷۵۴
اسماعیل دودانگه- کاکا شاهدی - کریم سلیمانی

**بررسی وضعیت آلودگی به عناصر کروم، نیکل و کبالت در خاک‌های متاثر از سازندهای افیولیتی در منطقه نی‌ریز استان فارس** ..... ۷۷۲
آناهید سلمان پور-محمدحسن صالحی-جهانگرد محمدی

**بررسی آبشویی نیترات و جذب نیتروژن توسط ذرت در شرایط آبیاری با پساب خام و تصفیه شده** ..... ۷۸۵
مهرناز امینی – حامد ابراهیمیان

**پی‌ریزی توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای در برآورد فرسایش‌پذیری خاک در گستره VIS-NIR-SWIR** ..... ۷۹۷
یاسر استواری - شجاع قربانی‌دشتکی - حسینعلی بهرامی - مهدی نادری - مژگان عباسی

**تأثیر بیوچارهای تولید شده در دماهای مختلف بر قابلیت جذب کادمیم یک خاک آهکی در شرایط رطوبتی مختلف در طی زمان** ..... ۸۱۱
بنفشه افراسیابی- ابراهیم ادهمی - حمیدرضا اولیایی

**بررسی آلودگی گرد و غبار اتمسفری استان کرمانشاه به برخی فلزات سنگین با استفاده از شاخص‌های آلودگی طی تابستان ۱۳۹۲** ..... ۸۲۲
شهاب احمدی دوآبی- مجید افیونی- مهین کرمی

**مطالعه وضعیت پتاسیم و ارزیابی عصاره‌گیرهای شیمیایی برای استخراج پتاسیم قابل جذب در برخی خاک‌های زیتون‌کاری استان فارس** ..... ۸۳۵
مهری احراری - حمیدرضا اولیایی - ابراهیم ادهمی - مهدی نجفی قیری

**ادامه فهرست داخل جلد**

نشریه علمی - پژوهشی آب و خاک جلد ۳۱ شماره ۳ سال ۱۳۹۶
Water and Soil Vol.31 No.3 2017

## Contents

**Investigation of Interference of Salt water in Desert Aquifers (Case study: South Khorasan, Sarayan Aquifer)** ..... 688
H. Kardan Moghaddam – M. E. Banihabib

**Numerical Solution for Non-Uniform Fractional Advection Dispersion Equation** ..... 700
M. Hatam Jafari – M. Mazaheri – J.M.V. Samani

**Optimum Water Allocation for Supplementary Irrigation in Wheat and Barley Farms in the Sub-Basins of KamyaranRegion** ..... 714
R. Saeidi - H. Ramezani Etedali- A. Samadi- A. R. Tavakoli

**Prediction of Irrigated Wheat Yield by using Hybrid Algorithm Methods of Artificial Neural Networks and Genetic Algorithm** ..... 726
A. Barikloo - P. Alamdari- K. Moravej – M. Servati

**The Effects of Different Types of Mulch on Water use Efficiency of SC 704 Corn Growth Indexes** ... 737
SH. Najafabadi - M. Nori - M. Ghobadinia - A. Danesh

**Evaluation of AquaCrop Model for different Harvesting time of Alfalfa in Ardestan** ..... 753
F. Ramezani Humbari - A. Kaviani – H. Ramezani Etedali

**Effect of Weather Station Selection on Parameterization of Modified Bartlett-Lewis Rectangular Pulse (BLRPM) and HSPF Models** ..... 771
E. Dodangeh - K. Shahedi- K. Solaimani

**Evaluation of Soils Pollution to Chromium, Nickel and Cobalt as Affected by Ophiolitic Formations in Neyriz Region, Fars Province** ..... 784
A. Salmanpour - M.H. Salehi- J. Mohammadi

**Evaluation of Nitrate Leaching and Nitrogen Uptake by Maize Under Irrigation with Raw and Treated Wastewater** ..... 796
M. Amini - H. Ebrahimian

**Developing Point Spectro Transfer Functions in Soil Erodibility Prediction in VIS-NIR-SWIR Rang** ..... 810
Y. Ostovari - Sh. Ghorbani-Dashtaki - H-A. Bahrami- M. Naderi, M. Abbasi

**Effect of Biochar Produced at Different Temperatures on Cadmium Availability in a Calcareous Soil Under Different Moisture Regims Over Time** ..... 821
B. Afrasiabi - E. Adhami - H.R. Owliaei

**Assessment of Kermanshah Province Atmospheric DustContamination with Selected Heavy Metals Using Pollution IndexesDuring the Summer 2013** ..... 834
S. Ahmadi Doabi - M. Afyuni- M. Karami

**Study of Potassium Status and Evaluating Chemical Extractants for Estimating Available K in Some Soils of Olive Orchards of Fars Province** ..... 845
M. Ahrari - H.R. Owliaie- E. Adhami – M. Najafi Ghiri

**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 ۳ مرداد- شهریور 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) |
| | خرمالی، فرهاد | استاد- علوم خاک (دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان) |
| | علیزاده، امین | استاد- آبیاری و زهکشی (دانشگاه فردوسی مشهد) |
| | فتوت، امیر | استاد- علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد) |
| | 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: ۰۵۱۱-۸۷۸۷۴۳۰**

**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


**بررسی اثرات زیست محیطی هجوم جبهه‌های آب شور به آبخوان های کویری (مطالعه موردی: استان خراسان جنوبی- آبخوان سرایان)** ۶۷۳

حمید کاردان مقدم- محمد ابراهیم بنی حبیب

**مدل‌سازی عددی انتقال آلاینده در آبراهه‌های با پهنه ماندابی و جریان غیریکنواخت با استفاده از معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری** ۶۸۹

محمد حاتم جعفری - مهدی مظاهری - جمال محمد ولی سامانی

**تخصیص بهینه آب برای آبیاری تکمیلی مزارع گندم و جو دیم درزیرحوضه‌های منطقه کامیاران** ۷۰۱

رضا سعیدی - هادی رمضانی اعتدالی- امیر صمدی- علیرضا توکلی

**تخمین عملکرد گندم آبی با استفاده از روش الگوریتم ترکیبی شبکه‌های عصبی مصنوعی و الگوریتم ژنتیک** ۷۱۵

علی باریکلو - پریسا علمداری - کامران مروج - مسلم ثروتی

**بررسی اثرات انواع خاکپوش بر کارایی مصرف آب وشاخص‌های رشد ذرت سینگل کراس ۷۰۴** ۷۲۷

شکوفه نجف آبادی- محمدرضا نوری امامزاده‌ای- مهدی قبادی نیا- عبدالرزاق دانش شهرکی

**ارزیابی مدل AquaCrop در برداشت‌های مختلف گیاه یونجه در اردستان** ۷۳۸

فرشید رمضانی- عباس کاویانی- هادی رمضانی اعتدالی

**تاثیر انتخاب ایستگاه در بهینه‌سازی پارامترهای مدل پالس مستطیلی بارتلت-لویس اصلاح شده (BLRPM) و عملکرد مدل هیدرولوژیکی HSPF** ۷۵۴

اسماعیل دودانگه- کاکا شاهدی - کریم سلیمانی

**بررسی وضعیت آلودگی به عناصر کروم، نیکل و کبالت در خاک‌های متاثر از سازندهای افیولیتی در منطقه نی‌ریز استان فارس** ۷۷۲

آناهید سلمان پور-محمدحسن صالحی-جهانگرد محمدی

**بررسی آبشویی نیترات و جذب نیتروژن توسط ذرت در شرایط آبیاری با پساب خام و تصفیه شده** ۷۸۵

مهرناز امینی – حامد ابراهیمیان

**پی‌ریزی توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای در برآورد فرسایش‌پذیری خاک در گستره VIS-NIR-SWIR** ۷۹۷

یاسر استواری - شجاع قربانی‌دشتکی - حسینعلی بهرامی - مهدی نادری - مژگان عباسی

**تأثیر بیوچارهای تولید شده در دماهای مختلف بر قابلیت جذب کادمیم یک خاک آهکی در شرایط رطوبتی مختلف در طی زمان** ۸۱۱

بنفشه افراسیابی- ابراهیم ادهمی - حمیدرضا اولیایی

**بررسی آلودگی گرد و غبار اتمسفری استان کرمانشاه به برخی فلزات سنگین با استفاده از شاخص‌های آلودگی طی تابستان ۹** ۸۲۲

شهاب احمدی دوآبی- مجید افیونی- مهین کرمی

**مطالعه وضعیت پتاسیم و ارزیابی عصاره‌گیرهای شیمیایی برای استخراج پتاسیم قابل جذب در برخی خاک‌های زیتون‌کاری استان فارس** ۸۳۵

مهری احراری - حمیدرضا اولیایی - ابراهیم ادهمی - مهدی نجفی قیری

**بررسی تأثیر عوامل محیطی و گوگرد بازیافتی از پالایشگاه گاز شهید هاشمی‌نژاد بر کیفیت خاک‌های کشاورزی** ۸۴۶

مریم تاج بخشیان - محمد حسین محمودی قرائی - اسدالله محبوبی - رضا موسوی حرمی - ایرج اجلالی

**مطالعات میکرومورفولوژی و مینرالوگرافی نوری خاک مرداب جنگلی سوته در استان گلستان** ۸۶۳
تیمور اسلام کیش - میلاد کردی
**ارزیابی احتمال آلودگی آرسنیک در آب زیرزمینی دشت همدان ـ بهار با استفاده از روش‌های زمین آماری** ۸۷۴
مینا توزنده جانی- علیرضا سفیانیان - نورالله میرغفاری- محسن سلیمانی
**تأثیر روی و فسفر بر عملکرد، جذب عناصر غذایی و کارایی زراعی روی در سیب‌زمینی** ۸۸۶
رحیم مطلبی فرد
**بررسی آزادسازی پتاسیم و تغییرات کانی‌های میکا در نتیجه تلقیح میکروبی** ۹۰۰
محمدرضا ساریخانی- امید مدنی- شاهین اوستان
**تعیین روش بهینه پیش‌پردازش داده‌ها به منظور افزایش دقت شبیه‌سازی‌های شوری خاک سطحی (مطالعه موردی: منطقه مروست)** ۹۱۵
اعظم حبیبی پور- علی طالبی - علی اکبر کریمیان - فرهاد دهقانی - محمد حسین مختاری
**مدل‌سازی آماری شوری خاک در پهنه‌های گسترده** ۹۲۹
یوسف هاشمی نژاد - مهدی همایی - علی اکبر نوروزی
**اثر عملیات زراعی بلند مدت بر تغییر شکل‌های اکسید آهن و کانی‌های خاک در ورتی‌سل‌های منطقه پیرانشهر** ۹۴۳
سالار رضاپور - حنیفه آژاه
**استفاده از فن فوتوگرامتری برد کوتاه در تهیه نقشه درصد تخته سنگ، قلوه‌سنگ و سنگریزه مطالعه موردی: دشت تهران-کرج** ۹۵۶
بهزاد رایگانی
**تهیه داده‌های تلفیقی بارش ماهانه برای حوضه‌های آبریز جنوب غرب کشور با بکارگیری داده‌های شبکه‌ای APHRODITE و مشاهداتی** ۹۶۹
ایمان بابائیان - مریم کریمیان - حامد عاشوری - راهله مدیریان - لیلی خزانه داری - شراره ملبوسی - منصوره کوهی -آزاده محمدیان - ابراهیم فتاحی
**بررسی روند تغییرات دما با در نظر گرفتن ضریب هارست (مطالعه موردی: استان آذربایجان غربی)** ۹۸۵
فرشاد احمدی - محمد ناظری تهرودی - رسول میرعباسی نجف آبادی

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۶۸۸-۶۷۳

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 673-688

# بررسی اثرات زیست محیطی هجوم جبهه‌های آب شور به آبخوان های کویری (مطالعه موردی: استان خراسان جنوبی- آبخوان سرایان)

حمید کاردان مقدم[۱]- محمد ابراهیم بنی حبیب [۲*]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۶/۳۱
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۰۲/۰۳

## چکیده

تغییرات کیفیت آب زیرزمینی یکی از معضلاتی است که بخصوص در مناطق خشک با توجه به روند برداشت زیاد آب و کاهش تغذیه سبب بروز نگرانی در بین مدیران و برنامه ریزان منابع آب شده است. همچنین بیش از ۷۰درصد آبخوان های ایران علاوه بر مشکل کم آبی بحران زیست محیطی نیز داشته و در مناطق کویری هجوم جبهه های آب شور کویری براثر برداشت بی رویه آب سبب شده تا غلظت املاح افزایش یافته و سبب بروز مشکلات زیست محیطی شود. در این مطالعه با استفاده از مدل کیفی MT3D که یکی از ماژول های مدل MODFLOW می باشد شبیه سازی کیفی آبخوان با استفاده از غلظت TDS در چاه های منطقه انجام گرفت. یک دوره آماری ۵ ساله با گام زمانی ۶ ماهه جهت شبیه سازی انتخاب و واسنجی این مدل با درنظر گرفتن ضریب ۰/۵ برای نسبت افقی به پخش طولی، ۰/۲ برای نسبت عمودی به پخش طولی، ۱ متر برای ضریب پخش مولکولی موثر و ۲۰ برای پخشیدگی طولی انجام گردید. پیش بینی آتی وضعیت کیفی آبخوان نشان داد که ادامه روند برداشت آب سبب هجوم جبهه های آب شور کویری و افزایش غلظت TDS در طی ۵ سال آینده خواهد شد. لذا نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که مدیریت برداشت از آب زیرزمینی با استفاده از سناریو مدیریتی کاهش برداشت آب از منابع زیرزمینی به منظور بهبود کیفیت آب آبخوانهای کویری و ممانعت تهاجم آب شور کویری به آنها با توجه خشکسالی های اخیر ضروری است.

**واژه‌های کلیدی:** آبخوان، کیفیت، مدل MT3D، واسنجی، هجوم جبهه‌های آب شور

## مقدمه

منابع آب زیرزمینی به عنوان اصلی ترین منبع تامین آب در مناطق خشک در سالیان اخیر دچار تنش های متعددی شده است. تغییرات اقلیمی صورت گرفته در پی افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای از یک طرف و عدم مدیریت صحیح برداشت از منابع آب از طرف دیگر سبب افت شدید آبخوان‌ها و کاهش کیفیت آن شده است. امروزه با پیشرفت تکنولوژی و ارتباط علوم مختلف با ابزارهای کامپیوتری سبب شده تا از روش‌های مدلسازی جهت شبیه‌سازی وضعیت موجود استفاده شود. استفاده از مدل های ریاضی از سال ۸۰۰ میلادی شروع شده است. به دنبال گسترش کامپیوترهای پیشرفته در دهه ۱۹۶۰ استفاده از مدل های ریاضی با راه حل عددی به یکی از روش‌های مطلوب در مطالعه آب زیر زمینی تبدیل شده است (۷). حل عددی مسائل مربوط به حرکت سیالات در محیط متخلخل برای اولین بار، قبل از سال۱۹۵۰، در صنعت نفت بکار گرفته شد. روش‌های عددی بصورت معادلات دیفرانسیلی برای اولین بار توسط فاست و مرکر در سال ۱۹۸۰ توسعه داده شد و ونگ و اندرسون در سال ۱۹۸۸با انتشار کتآب روش‌های عددی تفاضل محدود و عناصر محدود همراه با برنامه‌های کامپیوتری به زبان فرترن برای حل معادلات جریان در محیط های متخلخل ارائه دادند (۳ و ۷). با عدم بازبینی آب تجدید شونده در آبخوان‌های نوار ساحلی و پمپاژ شدید آب از چاه سبب بالازدگی آب شور و تداخل آب شور با شیرین می‌شود (۱۱). شوری آب زیرزمینی ناشی از تداخل آب شور وشیرین یک عمل برگشت‌ناپذیر بوده که سبب بروز مشکلات عدیده زیست محیطی و اجتماعی می‌شود (۱۷). تداخل آب شور و شیرین سبب برهم خوردن تعادل شیمیایی آب زیرزمینی شده و این هم تعادل حتی ناشی از تغییرات ۲ تا ۳ درصدی حجم آب نیز است (۱). هاکان ارسلان (۶) در سال ۲۰۱۴ به بررسی روش‌های مختلف درون‌یابی شوری ناشی از

۱ و ۲- دانشجوی دکتری منابع آب و دانشیار گروه مهندسی آبیاری و زهکشی پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران
(*-نویسنده مسئول: (Email:banihabib@ut.ac.ir
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.48205

بالازدگی آب در آبخوان ساحلی و نقش آبیاری در اراضی کشاورزی پرداخت که نتایج او نشان داد که روش RBF[1] به عنوان مناسب‌ترین روش درون‌یابی و آبیاری بی رویه در آخرین دوره زراعی سبب بالازدگی تا ۲ متر در آبخوان منطقه خواهد داشت. گرین و همکاران (۸) در سال ۲۰۱۴ شبیه سازی اثرات بالاآمدن آب دریا و شورشدن اراضی در اثر تغییراقلیم با استفاده از آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) طی دوره سال‌های ۲۰۱۱ تا ۲۱۰۰ را انجام دادند. استفاده از مدل‌های عددی در شبیه‌سازی هجوم آب شور به آب شیرین در سالیان اخیر مورد توجه محققین زیادی قرار گرفته است که از آن جمله به مطالعات لویسیگا و همکاران (۲۶) در سال ۲۰۱۲، سیواسنکار و همکاران (۲۶) در سال ۲۰۱۳ در شبیه سازی بالازدگی آب دریا و تاثیرات شور شدن اراضی اشاره کرد. لانگوین (۱۵) با استفاده از دو مدل MT3DMS و SEAWAT شبیه سازی حرکت املاح را با بالازدگی آب در چاه‌ها انجام دادند (۱۵ و ۳۰). همچنین والیاس (۲۹) با استفاده از دو مدل MT3DMS و PHT3D تشریح روش‌های مختلف شبیه‌سازی را برای حرکت املاح انجام دادند.

طی بررسی‌های انجام شده در سالیان اخیر نشان می‌دهد که کلیه مطالعات بالازدگی آب شور و شورشدن اراضی بیشتر در نواحی ساحلی بررسی شده و سناریوهای مختلف اعم از اقلیمی و غیراقلیمی مورد تحلیل و قرار گرفته است. اما در مناطق خشک که کمبود آب بسیار مشهود بوده و تنها منبع تامین آب در بخش‌های مختلف تنها آب زیرزمینی بوده و تغذیه این منبع با توجه به پراکنش نامناسب زمانی و مکانی بارش کم انجام می‌شود و از سوی دیگر استخراج بیش از حد آب زیرزمینی سبب افت شدید آبخوان‌ها و کاهش کیفیت آب شده است. مطالعات در خصوص اثرات برداشت بی رویه و بالازدگی آب شور در مناطق خشک بصورت مدون و در دسترس انجام نشده و در این مطالعه سعی برآن است که این معضل که علاوه بر کاهش کیفیت، سبب هجوم جبهه‌های آب شور به سمت آبخوان است مورد بررسی قرار گیرد. مطالعات انجام شده در نوار ساحلی با استفاده از مدل‌های عددی مختلف از جمله SEAWAT صورت گرفته که براساس چگالی آب شور وشیرین در منطقه و خصوصیات هیدرودینامیکی آبخوان و ... غلظت املاح را شبیه‌سازی کرده و اثرات آب شور دریا را بر نوار ساحلی ارائه می‌دهد (۲۸). اما در این مطالعه به منظور بررسی جبهه‌های آب شور و تعیین مرز آب شور و شیرین از مدل کیفی MT3D استفاده و شبیه‌سازی غلظت کل مواد جامد محلول (TDS) انجام پذیرفته است. با توجه به نتایج مدل سناریوهای مدیریتی کاهش برداشت آب براساس حجم برای منطقه پیشنهاد می‌شود. نتایج این مطالعه به منظور مدیریت جامع کمی-کیفی در مناطقی که پتانسیل بالایی از نظر برداشت آب از آبخوان را دارد بسیار مفید بوده و می تواند به بهره‌برداری و برداشت بهینه از منابع آب زیرزمینی با رعایت مسائل زیست محیطی کمک شایانی کند.

## مواد و روش‌ها

### ۱- هجوم آب شور

افزایش غلظت املاح موجود در منابع آب زیرزمینی با برداشت شدید از آبخوان‌ها تشدید شده و سبب بالازدگی آب شور در این منابع می‌شود. این امر در نواحی ساحلی که فاصله نزدیک آب شور دریا را نیز دارد بسیار شدیدتر می‌باشد. در آبخوان‌ها با برداشت آب شیرین سبب تهاجم آب شور به سمت بالا می‌باشد. تهاجم[2] این پدیده به شکل گوه[3] است و فصل مشترک آب شور- شیرین می تواند چند متر تا چندین متر ضخامت داشته باشد. تهاجم آب شور و آب شیرین از دیدگاه هیدروژئوشیمی دارای دو ساختار متفاوت نسبت بهم هستند. اگر غلظت $Na^{+}$ و $Cl^{-}$ تقریباً ۸۴ درصد غلظت املاح آب را تشکیل داده باشد این آب ناشی از تهاجم آب شور بوده و در صورتی که غلظت $Ca^{2+}$ و $Hco_3^{-}$ غالب باشد آب محدوده آب شیرین تلقی می شود(۲۴). ترکیب این آب‌ها سبب افزایش غلظت کلر در آبخوان می‌شود. یکی از معادلات اساسی در تهاجم آب شور و شیرین توسط دو دانشمند به نام‌های هرزبرگ و گیبن طرح‌ریزی شد (۱۸). در این روابط که براساس چگالی آب شور و شیرین و ضخامت آبخوان برای هر محدوده برقرار است. در این روابط چگالی آب شیرین با $\rho_f$ و چگالی آب شور با $\rho_s$ ارائه می‌شود. معمولا چگالی آب شیرین $g/cm^3$ ۱ و چگالی آب شور متغیر و بصورت کلی $g/cm^3$ ۱/۰۲۵ در نظر گرفته می‌شود. با توجه به سبک بودن آب شیرین نسبت به آب شور، آب شیرین روی آب شور بصورت شناور قرار دارد. همچنین تغذیه ناشی از بارندگی سبب پایین افتادن آب شور شده و مرز بین آب شور و شیرین به عنوان یک مرز قابل تشخیص مشخص نیست. رابطه ارائه شده از سوی این دو دانشمند بصورت زیر است (۱۸):

$$H = \frac{\rho_s}{\rho_s \cdot \rho_f} X.h = 40X.h \qquad (۱)$$

در هنگام هجوم جبهه‌های آب شور بطرف آب شیرین تداخل صورت گرفته و سبب بهم خوردن شرایط بیولوژیکی و واکنش هیدروشیمیایی بصورت خیلی پیچیده در مرز مشترک دو ناحیه می‌شود که شامل فرآیندهای کاتیونی، جریان آبخوان، کاهش سولفات، واکنش کربناتی و کلسیتی و تغییرات دولومیتی می‌شود. واکنشی های شکل گرفته در این تداخل آب شور و شیرین بصورت روابط ۲ تا ۶ می‌توان تعریف کرد.

1- Radial Basis function

2- Intrusion

3- Wedge

$$2Na^{+} + Ca - X_2 \rightarrow 2Na - X + Ca^{2+} \quad (۲)$$

**جدول ۱- کلاس بندی آب برحسب غلظت کلر، TDS و هدایت الکتریکی (۱۳و۲۳)**

**Table 1- Classification of water by Cl, TDS, Ec**

| تقسیم‌بندی Class | $Cl^-$ (meq/l) | TDS (ppm) | Ec (ds/m) |
|---|---|---|---|
| **آب شیرین** Fresh water | **<2.8** | **0-500** | <700 |
| **آب زیرزمینی با اندکی شوری** Slightly saline groundwater | **2.8-7.1** | **500-1500** | 700-2000 |
| **آب زیرزمینی با شوری متوسط** Moderately saline groundwater | **7.1-14.1** | **1500-7000** | 2000-10000 |
| **آب زیرزمینی نسبتاً شور** Highly saline groundwater | **14.1-28.2** | **7000-15000** | 10000-25000 |
| **آب زیرزمینی با شوری خیلی بالا** Very highly saline groundwater | **28.2-282.2** | **15000-35000** | 25000-45000 |
| **آب دریا** Seawater | **>282.2** | **>35000** | >45000 |

$$CaCo_3 + H_2O \rightarrow Ca^{2+} + HCO_3^- + OH^- \quad (۳)$$

$$CaCo_3 + CH_2O + O_2 \rightarrow Ca^{2+} + 2HCO_3^- \quad (۴)$$

$$2CaCo_3 + Mg^{2+} \rightarrow CaMg(CO_3)_2 + Ca^{2+} \quad (۵)$$

$$2CH_2O + So_4^{2-} \rightarrow 2CO_2 + 2H_2O + S^{2-} \rightarrow H_2S + 2HCO_3^- \quad (۶)$$

براساس روابط ارائه شده در رابطه ۲ تغییر و تعویض کاتیون ایجاد شده، در روابط ۳ و ۴ انحلال کلسیت، در رابطه ۵ واکنش دولومیت شدن[1] و واکنش سولفات بصورت رابطه ۶ ارائه شده است. تعویض کاتیون در یک شرایط پایدار در آب زیرزمینی در هنگام هجوم جبهه آب شور رخ می‌دهد. برخلاف تغییرات سطحی، رسوبات در یک ابخوان تمایل به جذب سدیم و آزادسازی کلسیم براساس رابطه یک دارند (۴). عکس این واکنش در آبخوان های شیرین با جایگزینی یون شرکت کننده در کلسیم فرسایش شونده و آزاد سازی یون سدیم انجام می‌شود که منجر به تقویت آب بصورت تشکیل $NaHCO_3$ می‌شود. عمل دولومیت شدن با ترکیب شیمیایی کلسیت منجر می‌شود که در آبخوان های کربناتی سبب افزایش غلظت کاتیون کلسیم نسبت به منیزیم می‌شود (۹ و ۱۲). بطورکلی کاهش سولفات بطور معمول در تداخل آب چاه و مواد معدنی صورت می‌گیرد (۲۰ و ۲۴). بطور معمول افزایش TDS یا هدایت الکتریکی آب (Ec) به عنوان یک شاخص در بالا رفتن شوری آب محسوب می‌شود (۲۳ و ۲۵). از این نظر طبقه‌بندی دقیق برای بررسی کیفیت آب برای غلظت کلر، TDS، EC در آبخوان‌ها بصورت جدول (۱) ارائه شده که در سال ۱۹۸۵ توسط هم ارائه شده که تاثیر تهاجم آب شور نیز در آن لحاظ شده است.

پاپپر (۲۱) نمودار خود را برای وضعیت کیفیت آب زیرزمینی ارائه داد که نتایج قابل استخراج زیادی با توجه غلظت کاتیون ها و آنیون‌های آن می‌توان برآورد کرد. این نمودار از دو مثلث و یک لوزی تشکیل شده که بر روی اضلاع آن غلظت کاتیون و آنیون ها قرار می‌گیرند. این نمودار نتایج متعددی از آب زیرزمینی یک منطقه را ارائه می‌دهند که قابلیت‌های آن منطقه را از نظر بهره‌برداری نشان می‌دهد. این نمودار قابلیت ارائه نتایج حاصل از بالازدگی آب شور را بصورت کامل شماتیک ارائه می دهد که بصورت شکل (۱) ارائه شده است (۵ و ۲۵).

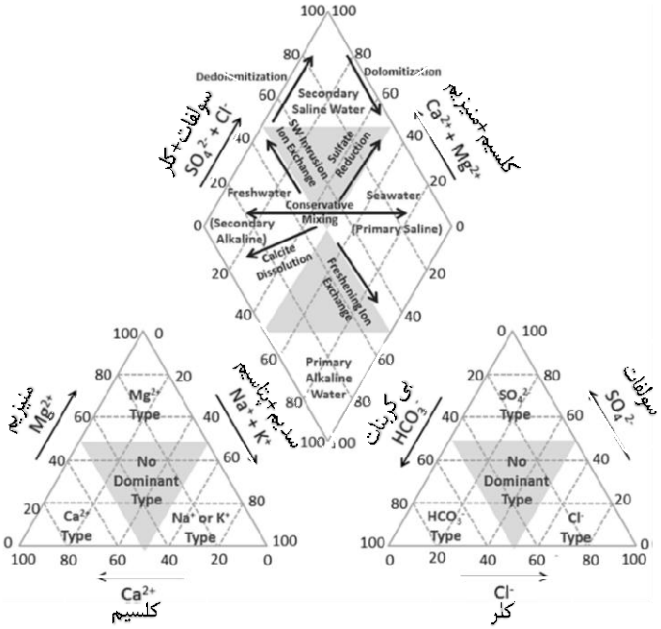
## منطقه مورد مطالعه

محدوده مطالعاتی سرایان از محدوده‌های کویر لوت ایران در شمال غرب استان خراسان جنوبی واقع شده است. این دشت تقریبا لوزی شکل بوده با مساحت دشت ۲۷۱۰کیلومتر مربع در یک اقلیم خشک و سرد با ضخامت متوسط آبخوان ۷۵ متر که ۶۵ کیلومتر مربع از مساحت آبخوان را مناطق تبخیری (عمق آب زیرزمینی کمتر از ۴ متر) تشکیل می‌دهد قرار دارد (شکل ۲). در این محدوده بیش از ۱۷۰ حلقه چاه، حجم ۹۰ میلیون مترمکعب و جبهه‌های خروجی نیز ۴/۲ میلیون مترمکعب آب را سالیانه از آبخوان منطقه خارج می‌کند (۱۹). براساس رابطه (۷) و با اختلاف حجم ورودی به آبخوان و حجم خروجی از آبخوان کسری مخزن (۲۶/۶ میلیون متر مکعب در سال) و سیر سریع افت به طور متوسط سالانه ۰/۶۲ متر آن را در زمره دشتهای فوق بحرانی قرار داده است. شکل (۳) هیدروگراف آب

1- Dolomitization

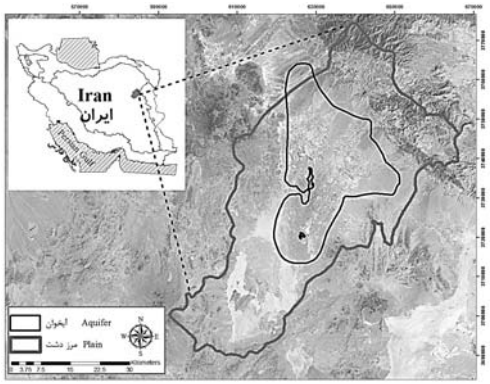
زیرزمینی را طی یک دوره ۲۵ ساله در آبخوان نشان می دهد.

$$\Delta h = \frac{\Delta v}{A.Sy} = \frac{53\times10^{6}}{1709\times10^{6}\times0.05} = 0.62 \qquad (۷)$$



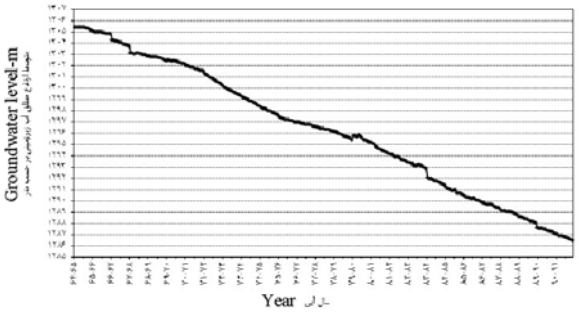

**شکل ۱- نمودار پایپر وتقسیم بندی از نظر هجوم جبهه های آب شور (۲۱)**

**Fig 1- Piper diagram illustrating general classifications of waters and seawater intrusion reaction pathways**




شکل ۲- موقعیت آبخوان سرایان در محدوده مطالعاتی

Fig 2- Sarayan aquifer in Basin



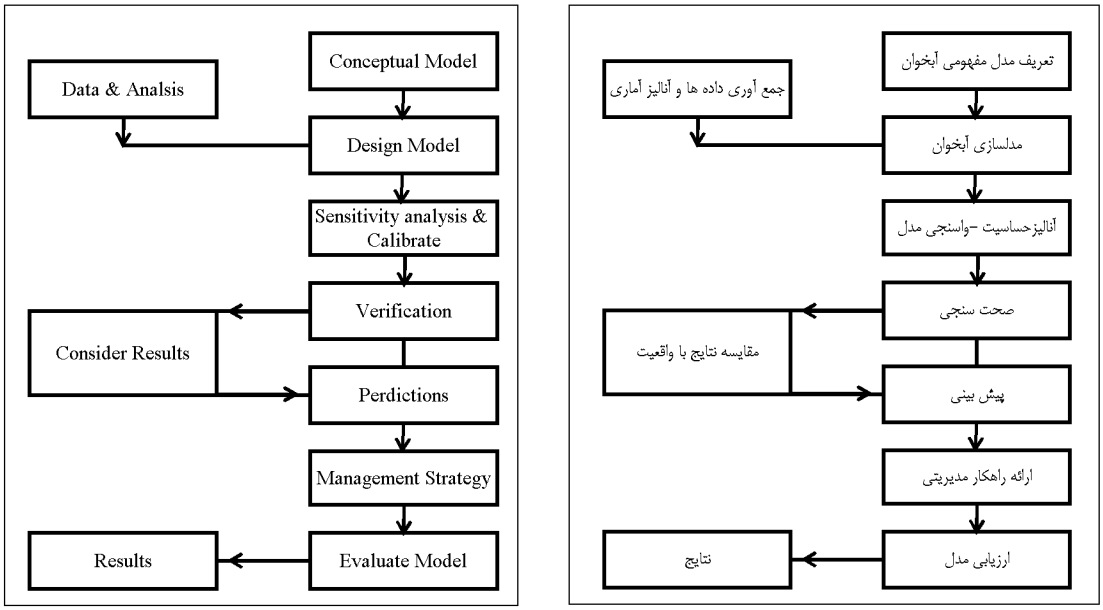

**شکل ۳- هیدروگراف آب زیرزمینی آبخوان سرایان**

**Fig 3- Groundwater hydrograph in sarayan aquifer**

به منظور تحلیل این افت و تاثیر آن بر روی کیفیت آب زیرزمینی به عنوان تنهاترین منبع تامین آب، از آمار موجود در شرکت آب منطقه ای خراسان جنوبی استفاده شد. براین اساس روند تغییرات کیفیت آب طی ۵ سال (۱۳۸۶-۱۳۹۰) به عنوان شاهد انتخاب شد. بررسی های کیفی نشان می دهد که اکثر چاههای آبخوان سرایان در قسمت شمالی آبخوان براساس تقسیم‌بندی ویلکاکسون در کلاس $C_3S_1$ و چاه‌های قسمت جنوبی در کلاس $C_4S_2$ در سال ۱۳۸۵ قرار دارند. پس از گذشت ۵ سال، تغییرات کیفی براثر کاهش حجم آبخوان و برداشت بی رویه سبب شده تا وضعیت کیفی آبخوان بخصوص در مناطق جنوبی آبخوان که خروجی آبخوان نیز می‌باشد بحرانی تر شده و در کلاس کیفی $C_4S_3$ و $C_4S_4$ قرار بگیرند.

## ۳- مدلسازی آبخوان سرایان

یکی از مهمترین اهداف در مدلسازی استفاده از توان هیدرولوژیکی و هیدروژئولوژیکی منطقه جهت به تعادل رسیدن و اصلاح الگو در جهت رفتار بهینه برای مدیریت منابع آب زیرزمینی است. یکی از مهمترین فواید مدلسازی، استفاده از سناریوهای مختلف برای تصمیم گیری در شرایط مختلف تنش می باشد.

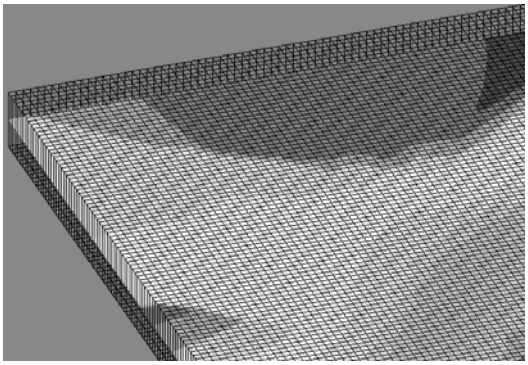



**شکل ٤- فلوچارت مدلسازی آب زیرزمینی**

**Fig 4- Flow chart of Groundwater modeling**

استفاده از مدل ریاضی بخصوص در حرکت املاح مورد توجه بسیاری از محققین قرار گرفته و شبیه سازی‌های متعددی جهت تصمیم‌گیری در امور منابع آب انجام شده است (۲۲). به منظور مدلسازی، تعیین هدف به عنوان اولین فرآیند در پروتکل مدلسازی محسوب شده و براساس آن نوع مدل، پارامترهای مدل، روش‌های حل و سایر بخش‌ها طرح ریزی می شود. فلوچارت مدل‌سازی در یک طرح مدل آب زیرزمینی بصورت شکل (۴) ارائه شده که نمایش مصوری از سیستم جریان آب زیرزمینی را در قالب یک مدل مفهومی ارائه می کند. بطور کلی در مدل‌های آب زیرزمینی به دلیل عدم وجود شرایط ایده‌آل و دارا بودن کلیه اطلاعات هیدرودینامیکی آبخوان از مدل ریاضی استفاده می‌شود. این مدل ها که در بررسی شرایط کمی و کیفی آبخوان قابلیت شبیه‌سازی را دارند، بطور عمده از دو روش حل با استفاده از بسط تیلور بصورت تقریب تفاضلات محدوده[1] و تقریب اجزای محدود[2] مدل می‌شوند. بطور کلی اکثر روش‌های تفاضلات محدود از نوع Block center هستند که در آنها خصوصیات در مرکز هر شبکه تقریب زده می‌شود (۳).

شبیه‌سازی آبخوان سرایان با هدف بررسی بیلان آب زیرزمینی به عنوان هدف اولیه و بررسی تغییرات کیفی آب زیرزمینی منطقه در اولویت دوم هدف قرار دارد. یکی از مهمترین گام‌های اصلی در مدلسازی مشخص کردن چارچوب فیزیکی آبخوان در قالب یک شبکه بندی می باشد. اندازه ابعاد شبکه در آب زیرزمینی به منظور شبیه سازی تابع مستقیمی از انحنای سطح آب و تغییرات خصوصیات هیدرودینامیکی آبخوان می‌باشد. در شرایطی که تغییرات سطح آب زیرزمینی در بعد افقی زیاد باشد فواصل کوچکتر انتخاب می‌شود و برعکس. به منظور مدیریت بهینه به لحاظ کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی با توجه به محدوده آبخوان و شرایط موجود منطقه شبکه بندی مدل ریاضی با فواصل ۲۵۰×۲۵۰ مترمربع در سطح آبخوان تعریف شد. شکل (۵) شبکه بندی آبخوان را با توجه به خصوصیات آبخوان ارائه شده است.



**شکل ٥- شبکه بندی آبخوان**

**Fig 5- Aquifer network**

جهت تحلیل و آنالیزمحدوده و واسنجی دقیق پارامترهای هیدروژئولوژیکی آبخوان شبیه سازی در دو حالت جریان ماندگار و

1- Finite Difference Method
2- Finite Element Method

ناماندگار انجام و مدلسازی توسط ماژول MODFLOW در نرم افـزار GMS v.10 انجام شد. به منظور اجرای صحیح مدل شرایط مرزی و بیلان آب زیرزمینی منطقه با توجه به شرایط اولیـه آبخـوان در زمـان شهریور سال ۱۳۸۵ وارد مدل شد. شرایط اولیه مدلسازی با توجـه بـه نوسانات کم آب زیرزمینی و سطح اطمینان دادههای ورودی به عنوان گام زمانی نخست مدلسازی در زمان شهریور سال ۱۳۸۵ انتخاب شد. در این مطالعـه از پارامترهـای توپـوگرافی، سـنگ بسـتر و سـطح آب زیرزمینی به عنوان چارچوب اصلی و شکل دهندهی مدل استفاده شد. نفوذ ناشی از بارنـدگی، نفـوذ ناشـی از سـیلاب هـای منطقـهای، آب برگشتی و جریان ورودی زیرزمینی از آبخوان مجاور به عنوان ورودی های مدل و تخلیه از منـابع آب، تبخیـر و آب خروجـی زیرزمینـی بـه عنوان پارامترهای خروجی از آبخوان با استفاده از روش های مختلـف آماری و زمـین آمـاری وارد مـدل شـد. تحلیـل نتـایج اسـتخراجی از مطالعـات ژئوفیزیـک منطقـه ایـن امکـان را برقـرار کـرد تـا هـدایت هیدرولیکی اولیه برای آبخوان ایجاد و براساس آن مدلسـازی کمـی و کیفی آبخوان انجام پذیرفت. همچنین با توجه به اینکـه در طـی وارد کردن دادهها احتمال خطای شخص وجود داشت، نهایتاً بـرای تمـامی دادهها منحنیهای مربوطه بـه مـاژول 2D scatter data نـرم افـزار GMS کنترل و دادههـای غلـط اصـلاح گردیـد. یکـی از مهمتـرین پارامترهای ورودی به مدل آب زیرزمینی برای شبیهسازی ورود دقیـق شرایط مرزی در آبخوان است. لزوم ورود ایـن پـارامتر بـدلیل ماهیـت معادلات تفاضلات محدود بسیار حائز اهمیـت اسـت. در ایـن مطالعـه حجم آب زیرزمینی ورودی و خروجـی بـه آبخـوان تنهـا پارامترهـایی هستند که به عنوان شرایط مرزی در نظر گرفته شدند که با توجـه بـه مقاطع ورودی و مقدار ضریب انتقال در آبخوان این حجم برآورد شـد. پس از ورود کلیه دادههای ورودی به مـدل، شـبیهسـازی جریـان آب زیرزمینی ابتدا در حالت ماندگار و پس از آنـالیز حساسـیت و واسـنجی مدل ماندگار، شبیه سازی در حالت ناماندگار به مـدت ۶۰ گـام زمـانی ماهانه معادل ۵ سال انجام پذیرفت. یکـی از معیارهـای مهـم جهـت مدیریت مدلسازی حداقل اخـتلاف بـین سـطح آب مشـاهده شـده در پیزومترهـا و سـطح آب بـرآورد شـده از مـدل مـی باشـد کـه دقـت ۹۵درصدی به عنوان معیار، انتخاب شود. به منظور بررسی شرایط آتی آبخوان آنالیزحساسیت پارامترهای ورودی در مـدل ناماندگار انجـام و پس از مشخص شدن ضریب ذخیره ویژه آبخوان، واسنجی این پارامتر انجام پذیرفت. همچنین به منظور انطباق دقیق مـدل صـحتسـنجی مدل به مدت ۵ سال انجام و پس از همبستگی قابل قبول بین مقادیر مشاهده شده و شبیهسازی شده مدل به مدت ۵ سال پیش بینی سطح آب زیرزمینی را انجام داد. این پیش بینـی بـه منظـور شناسـایی دوره های تنش آبی در ۵ سال آینده و هدف ثانویه مطالعه که بررسی رونـد کیفی آبخوان از نظر شور شدن و تهاجم جبهـه هـای آب شـور اسـت بسـیار حـائز اهمیـت اسـت. پـس از مدلسـازی کمـی آبخـوان نتـایج استخراجی وارد مدل کیفی MT3D می شود. این مدل توسط شرکت مهندسین مشاور پاپادوپولوس در سالهای ۱۹۸۹-۱۹۹۹ تهیـه و ارائـه شد. این مدل جریان آلودگی را بصورت دو بعدی و سه بعدی در یـک آبخوان به روش تلفیقی از روش کاراکترسـتیک و اصـلاح شـده آن و روش تفاضل های محدوده مدلسازی می کنـد. شـبیهسـازی جریـان آلودگی به کمک این ماژول با استفاده از نتایج نهایی مـدل نامانـدگار انجام پذیرفت. حرکت املاح در محـدوده اشـباع بـا توجـه بـه در نظر گرفتن خواص فیزیکی محیط متخلخل یکی از معادلات کـاربردی در بحث کیفیت آب زیرزمینی مطـرح اسـت. بیشتر مدلهـای عددی آب زیرزمینی بر پایه حل دو معادله دیفرانسیل با مشتقات جزئی که عبارتند از معادله سه بعدی حرکت آب زیرزمینی و معادله انتقال املاح می باشند. معادله سه بعدی حرکت آب زیرزمینی با چگالی ثابت در محیط متخلخل بصورت معادله ۸ بیان می شود(۳):

$$K_x \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + K_z \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} - W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \qquad (۸)$$

که در این معادله K هدایت هیدرولیکی، h بار پتانسیل، W شار حجمی در واحد حجم که نشانگر تخلیه و تغذیه می باشد، $S_s$ ضریب مخصوص مواد متخلخل، t زمان و x, y, z بیانگر مختصات کارتزینی می باشند. معادلات دیفرانسیل جزئی انتقال مواد در سیستم سه بعدی در یک سفره آب زیرزمینی بصورت معادله ۹ می باشد:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i}[D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j}] - \frac{\partial}{\partial x_i}(CV_i) + \frac{q_s}{\theta} C_s + \sum_{k=1}^{n} R_k \quad (۹)$$

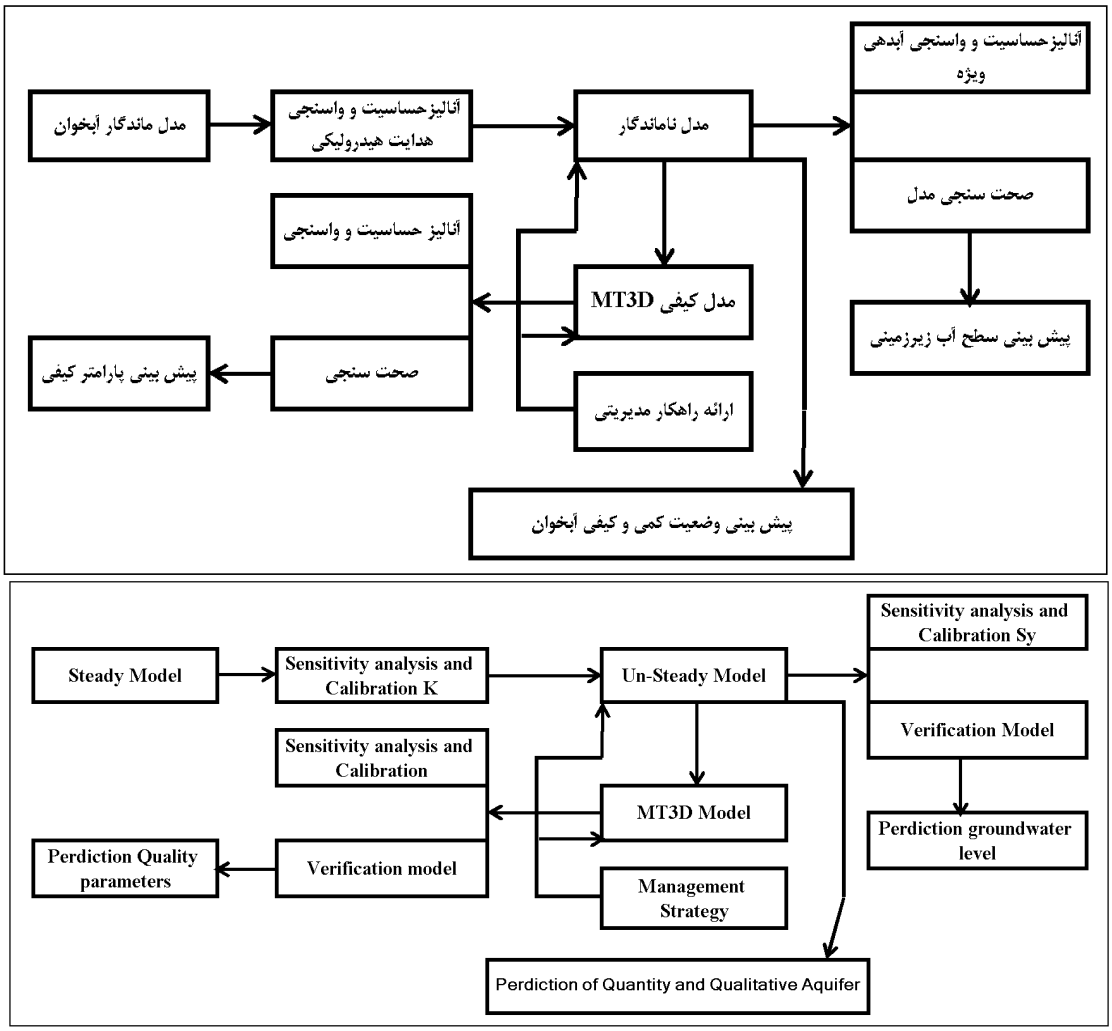
C: غلظـت آلاینـده هـای غیرمحلـول، t: زمـان، $x_i$: مختصـات کارتزین، $D_{ij}$: ضریب انتشار هیدرودینامیکی، $\theta$: تخلخـل بـدون بعـد، $C_s$: غلظت مواد محلـول ورودی و خروجـی، $q_s$: جریان حجمی آب در واحد حجم آبخوان، $V_i$: سرعت متوسط آب در محیط متخلخل و $\sum_{k=1}^{n} R_k$: بخش مربوط به واکنش شیمیائیمیباشـد(۱۸). شـکل(۶) دیاگرام چرخشی مراحل مدلسازی کمی و کیفی را در این طـرح ارائـه میدهد.

## نتایج و بحث

### ۱- آنالیزحساسیت، واسنجی مدل کمی و کیفی

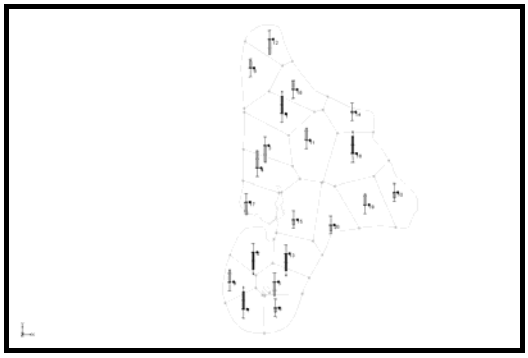
معمـولاً بـه دلیـل مشـخص نبـودن پارامترهـای ورودی مـدل و شـناخت جزئـی و نـاقص نسـبت بـه فراینـدهای حـاکم بـر سیسـتم هیدرولوژیکی منطقه مورد مطالعه، عدم قطعیت در مقادیر پارامترهـای ورودی به مدل وجود دارد. اهمیت هر یک از این پارامترها و اثرات آن بر نتایج شبیهسازی را میتوان از طریق آنالیز حساسیت ارزیابی کرد. از این طریق ارزش یک پارامتر طی مراحل متعدد در مقـادیری بـالاتر و

پایین‌تر از مقدار واسنجی شده تنظیم و با اجرای دوبارهٔ مـدل، بزرگـی تغییرات به وجود آمده در سطوح خطا تعیین مـی‌گـردد. بـرای انجـام آنالیز حساسیت مدل، مراحل ذیل صورت گرفته است:



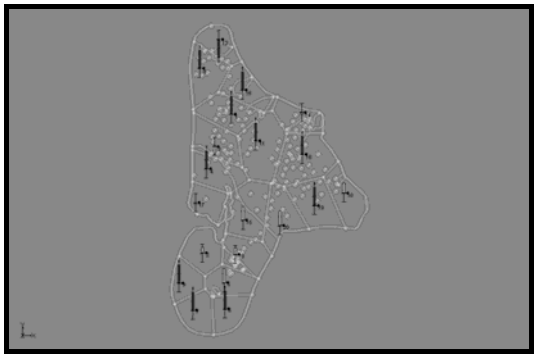

**شکل ٦- فلوچارت مراحل مختلف مدلسازی کمی و کیفی**

**Fig 6- Flow chart of modeling stages**



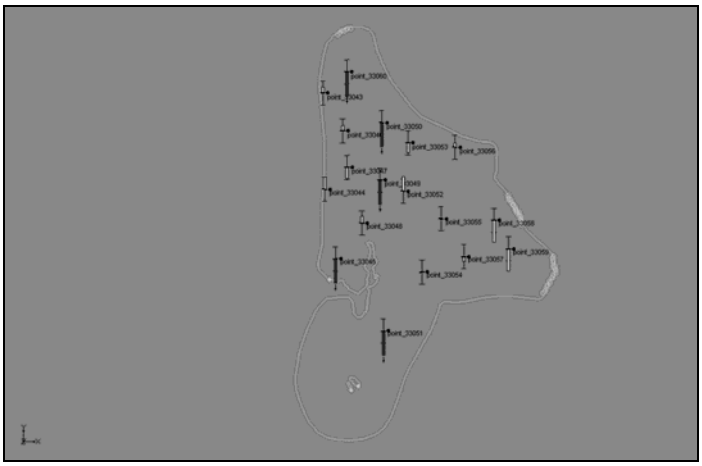
**شکل ۷- مدل ماندگار اجرا شده در آبخوان**

**Fig 7- Steady model in aquifer**



**شکل ۸- مدل ناماندگار اجرا شده در آبخوان**

**Fig 8- Unsteady model in aquifer**



**شکل ۹- مدل کیفی اجرا شده در آبخوان برای پارامتر TDS**
**Fig 9- Quality model in aquifer by TDS parameter**

داده‌های ورودی همراه با دامنه‌های عدم قطعیت آنها که در طی واسنجی مدل ارزیابی شده، مشخص شده است.

مدل جریان واسنجی در دامنه تعیین پارامترهای ورودی مختلف دوباره اجرا گردیده است و در هر مرحله آنالیز حساسیت، هر مقدار پارامتری وتنش آبی به طور انفرادی تغییر داده شده است.

تعیین آنالیز حساسیت برحسب اثرات تغییر پارامتری برروی خطای RMS بار هیدرولیکی گزارش و توسط نمودارهای نشان دهنده نتایج آنالیز حساسیت مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفته‌اند.

واسنجی هر مدل باید از قبل دارای هدفی از خطای قابل قبول باشد که دامنه خطای قابل قبول به هدف مدل بستگی دارد. این مقدار در تهیه مدل سرایان یک متر به عنوان ۱ درصد خطا در نظر گرفته شده است. هدف از واسنجی به حداقل رساندن خطا یا معیار واسنجی[1] می‌باشد. عمل واسنجی مدل منطقه پس از ایجاد مدل بر اساس فرضیات زیر آغاز شد.

بدون تغییر بودن شرایط فیزیکی آبخوان از قبیل توپوگرافی سطح زمین و سنگ کف.

غیر قابل نفوذ بودن سنگ کف در کل منطقه مدل.

ثابت نگاه داشتن میزان آب خروجی توسط چاههای بهره‌برداری.

وجود یک آبخوان آزاد در منطقه.

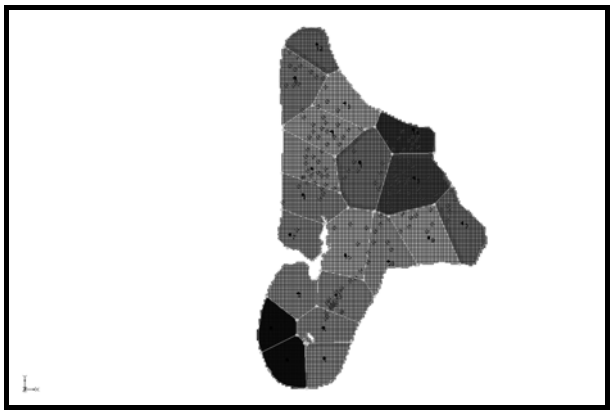
در نظر گرفتن هدایت هیدرولیکی به عنوان پارامتری با عدم قطعیت زیاد.

در این مطالعه با توجه به نمودار ۶ که دیاگرام کلی از روند مدلسازی را در مراحل مختلف کمی-کیفی نشان می دهد در سه مرحله آنالیز حساسیت و واسنجی انجام می‌شود. آنالیز حساسیت مدل کمی در دو حالت ماندگار و ناماندگار حاکی از حساسیت به پارامترهای هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه می‌باشد که با توجه به مطالعات صورت گرفته در مدلسازی نیز همخوانی دارد. در مدل کیفی نیز ضریب پخشیدگی طولی و عرضی به عنوان عوامل حساس انتخاب شد. با توجه به مشخص شدن عوامل حساس در هر مدل واسنجی به دو روش مستقیم (سعی و خطا) و غیرمستقیم با توجه به پارامترهای انتخابی انجام شد. در مدل کمی از روش واسنجی خودکار Pest که با ترکیب متغیرهای حساس مدل عمل می‌کند و در مدل کیفی با توجه به محدودیت چاه‌های انتخابی جهت تحلیل کیفی از روش مستقیم استفاده شد. شکل ۱۰ و ۱۱ به ترتیب نتایج نهایی واسنجی هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه و در جدول (۲) ضرایب معادلات کیفی واسنجی شده را نشان می‌دهد.

## صحت سنجی

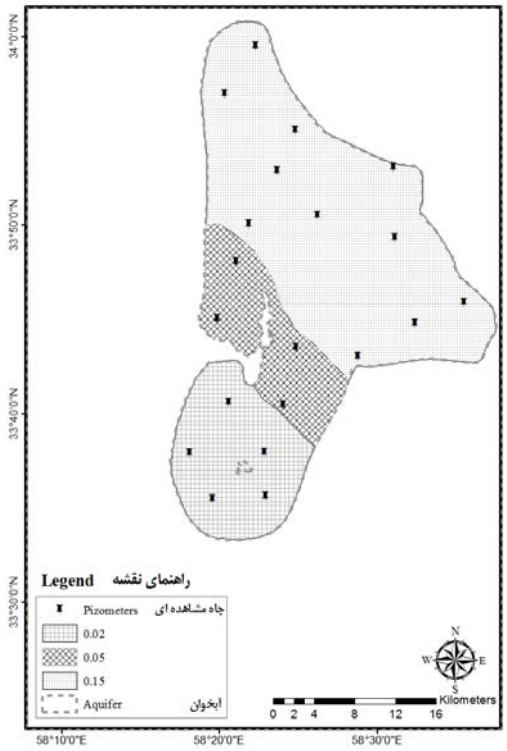
یکی از مراحل مدل جهت استفاده و قابلیت اطمینان داده‌ها صحت‌سنجی می‌باشد که تطبیق مدل را با واقعیت بررسی می‌کند. هدف از انجام این مرحله بدست آوردن اعتماد بیشتر به نتایج مدل کمی و کیفی و کارآیی آن می‌باشد. تطبیق مدل با واقعیت نیاز به بررسی بیشتر مدل کمی و کیفی نسبت به زمان دارد، در این مدل جمعاً ۵ سال به عنوان دوره صحت‌سنجی انتخاب شد که در مدل کمی بصورت ۱۰ دوره تنش شش ماهه و در مدل کیفی بصورت ۵ دوره تنش یکساله انجام گرفت. تحلیل صحت سنجی یکی از عملیات مهم مدلسازی قبل از پیش بینی می باشد که باعث دقت بالا در پیش بینی در مدلسازی می شود. نتایج صحت سنجی در آخرین دوره تنش حالت ناماندگار در مدل کمی و کیفی به ترتیب در اشکال (۱۲) و (۱۳) ارائه شده‌اند که نشان از همبستگی بالا بین مقادیر محاسباتی و مشاهده‌ای می‌باشد.

1- Calibration Criterion



شکل ۱۰- میزان هدایت هیدرولیکی واسنجی شده در آبخوان

**Fig 10-Hydraulic conductivity in aquifer after calibratation**



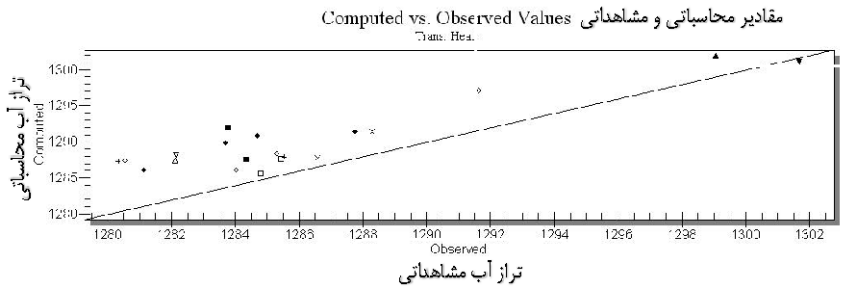

شکل ۱۱-- ضریب آبدهی ویژه آبخوان پس از واسنجی مدل

**Fig 11- Specific yield in aquifer after calibratation**

**جدول۲- ضرایب در نظر گرفته در شده معادله ی پخشیدگی پس از واسنجی مدل کیفی (۲۹)**

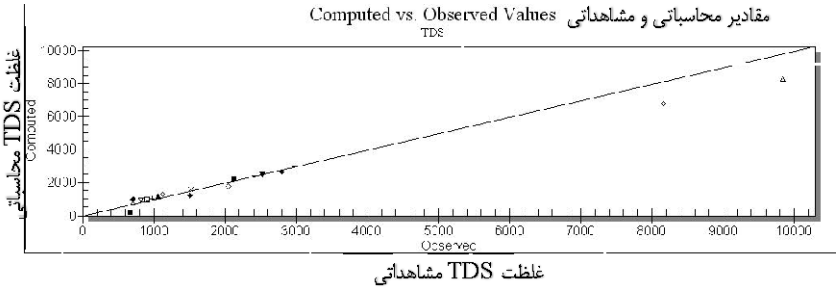
**Table 2- Index of dispersion equation after calibrate quality model**

| ردیف Sort | نام پارامتر Parameter | میزان Value |
|---|---|---|
| 1 | نسبت پخش افقی به پخش طولی TRPT | 0.5 |
| 2 | نسبت پخش عمودی به پخش طولی TRPV | 0.2 |
| 3 | ضریب پخش مولکولی مؤثر DMCOEF | 1 m |
| 4 | پخشیدگی طولی Longitudinal Dispersivity | 30 |




**شکل ۱۲- صحت سنجی دوره دهم تنش در مدل نامانداگار-متر**

**Fig12- Validation Unsteady model in 10 stage**




**شکل ۱۳- صحت سنجی دوره پنجم تنش در مدل کیفی-متر**
**Fig 13- Validation Unsteady model in 5 stage**

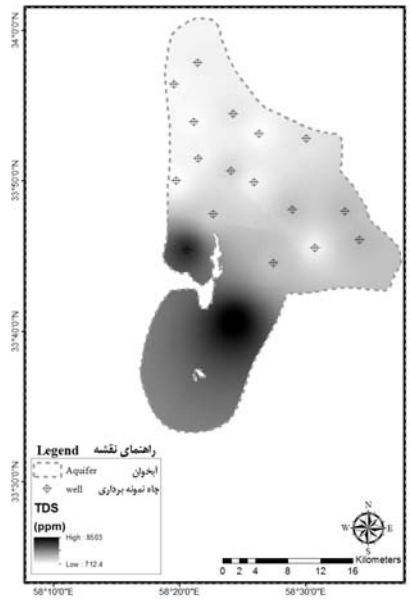
## ۳- پیش‌بینی

نتایج نهایی حاصل از واسنجی و صحت سنجی حاکی از دقت بالای مدل شبیه سازی شده در دو حالت کمی و کیفی را جهت پیش بینی سطح آب زیرزمینی و پارامتر کیفی TDS دارد. به منظور بررسی تغییرات آبخوان از نظر کمی و کیفی یک دوره ۵ ساله برای پیش بینی آبخوان در نظر گرفته شد. پیش بینی مدل با این شرایط که تغییری در روند کنونی برداشت آب از آبخوان، عدم تغییر در روند بارندگی، عدم اجرای طرح های توسعه احتمالی در منطقه و ... صورت پذیرد اجراء شد. نتایج پیش بینی سطح آب زیرزمینی در مدل کمی حاکی از افزایش روند افت سطح آب زیرزمینی دارد که این روند افت با توجه به شکل (۳) که هیدروگراف آبخوان را نشان می دهد ارائه شده است. نتایج پیش بینی غلظت TDSدر سطح آبخوان سرایان حاکی از بالارفتن غلظت TDSمی‌باشد. این افزایش غلظت حاکی از عدم قابلیت برداشت آب در نواحی جنوبی آب بخصوص در بخش‌های شرب و کشاورزی است که مطالعات و بررسی های به عمل آمده نشان می‌دهد که میزان شوری در این چاهها دارای یک روند صعودی بوده و پمپاژ زیاد آب در این چاهها سبب بالازدگی آب شور می‌باشد. شکل (۱۴) عرصه پهنه بندی کیفی آبخوان سرایان را از نظر کیفی ارائه می‌دهد. در این شکل تغییرات TDS بین ۷۱۲ میلیگرم برلیتر در نوار شمالی آبخوان تا ۸۵۰۰ میلیگرم بر لیتر در نواحی جنوبی را نشان می‌دهد که با توجه به افزایش غلظت TDS در منطقه مرزبندی برداشت آب برای مصارف مختلف تغییر می‌کند. با توجه به وضعیت کنونی و پیش بینی غلظت TDS در منطقه پیشروی آب شور از لایه های زیرین آبخوان و مناطق کویری در جنوب آبخوان بیشتر به چشم می آید. نتایج حاصل از پیش‌بینی تغییرات کیفی در محدوده‌ی آبخوان حاکی از هجوم جبهه های آب شور از سمت جنوب و جنوب غرب به سمت آبخوان در حال پیشروی می‌باشد. از عوامل موثر در شوری آب زیرزمینی در آبخوان سرایان می توان به اثرات سازند زمین شناسی و عبور آبهای تغذیه کننده آبخوان از سازندهای نمکی در منطقه، تبخیر از آب های زیرزمینی کم عمق بخصوص در نوار جنوبی که سبب باقیماندن املاح و کاهش حجم آب، قرار داشتن ذرات ریزدانه در مسیر جریان آب زیرزمینی را نیز اشاره داشت. هجوم جبهه‌های آب شور معمولاً بگونه‌ای می‌باشد که از سمت کویر که به عنوان نمکزار و مخزن آب شور است به سمت آبخوان در حرکت بوده و با توجه به انتقال آلاینده‌ها از غلظت بیشتر به غلظت کمتر براساس فشار اسمزی در لایه‌های خاک، در منطقه خروجی آبخوان نیز هجوم جبهه های آب شور را به سمت مناطق داخلی آبخوان را خواهیم داشت. با توجه به جهت حرکت آب زیرزمینی از سمت شمال به جنوب آبخوان و تهاجم جبهه های آب شور از سمت جنوب به شمال آبخوان می‌باشد لذا سرعت تهاجم جبهه‌های آب شور از یک طرف کاهش یافته اما برداشت بی رویه و بیلان منفی آبخوان از سوی دیگر سبب افزایش بالازدگی آب شور از لایه‌های زیرین آبخوان می‌شود. به عبارت دیگر برداشت بی‌رویه آب از منابع آب زیرزمینی، سبب افزایش گرادیان هیدرولیکی در جبهه‌ی آب شور نسبت به آب شیرین آبخوان می‌شود. انتقال آب شور از کویر بطرف آبخوان باتوجه به چگالی بیشتر آب شور نسبت به آب شیرین، سبب ورود املاح به لایه‌های زیرین آبخوان و تهاجم جبهه‌های آب شور می‌شود. این تهاجم سبب افزایش سطح آب‌های شور و لب شور در آبخوان می‌شود که نتایج پیش‌بینی مدل کیفی نیز این موضوع را تائید می‌کند. براین اساس و با توجه به نتایج استخراجی از مدل MT3D و پیش‌بینی غلظت TDS پهنه بندی کیفی آب زیرزمینی قابل استخراج در آبخوان سرایان بصورت شکل (۱۵) که مرزبندی آب‌های شور تا شیرین را نشان می‌دهد بدست آمده است.

## ۴- اعمال سناریوی کاهش برداشت آب

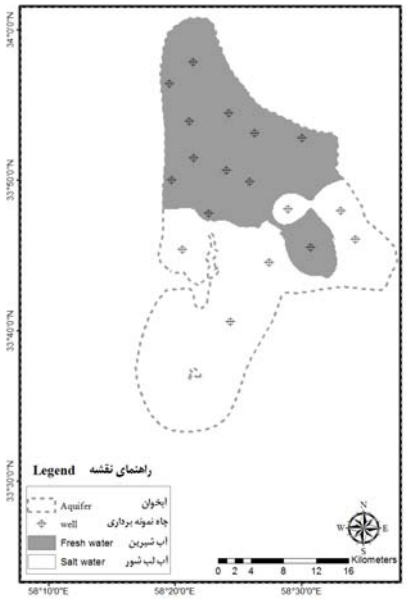
با توجه به نتایج استخراجی از مدل و افزایش شوری آب در منابع آب زیرزمینی، سناریوی کاهش برداشت آب از آبخوان به عنوان راهکار مدیریتی انتخاب شد. کاهش برداشت آب از آبخوان براساس سه حالت ۵، ۱۰ و ۱۵ درصد کاهش برداشت آب برای مدت سه سال مدلسازی می شود. با کاهش حجم برداشت آب و در نظر گرفتن حالت نرمال برای سایر پارامترهای مدلسازی شبیه سازی انجام می‌شود. شکل ۱۶ تغییرات هیدروگراف آب زیرزمینی را نشان می‌دهد. نتایج

نشان می دهد که شیب هیدروگراف آب زیرزمینی در آبخوان بعد از گذشت ۳ ماه تغییر شیب داده و از روند افت کاسته می‌شود. در حالت کاهش ۱۰درصدی برداشت آب، بعد از ۱۵ ماه منحنی هیدروگراف، افزایش شیب جهت تغذیه آبخوان دارد که این روند در حالت کاهش ۱۵ درصدی نیز مشاهده می‌شود. همچنین بعد از گذشت ۳۰ ماه از شبیه سازی، روند تغذیه آبخوان رشد بیشتری دارد. براساس نتایج مستخرج از شبیه‌سازی کمی آبخوان در سه حالت کاهش برداشت آب، مدل MT3D جهت بررسی وضعیت کیفی و تعیین مرز جبهه‌های آب شور و شیرین در منطقه شبیه‌سازی شد. نتایج حاکی از بهبود غلظت TDS در آبخوان می باشد که در شکل ۱۷ مرز جبهه آب شور و شیرین در سه حالت ارائه شده است.



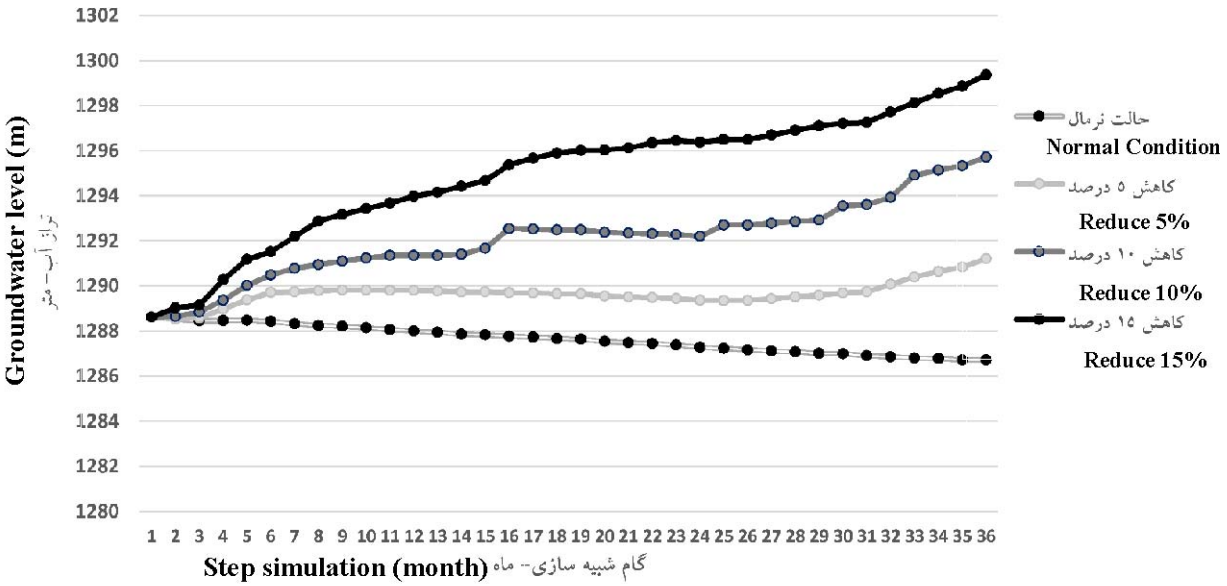

**شکل ۱۴- پهنه‌بندی غلظت TDS در آبخوان سرایان**

**Fig 14- TDS concentration maps in sarayan map**



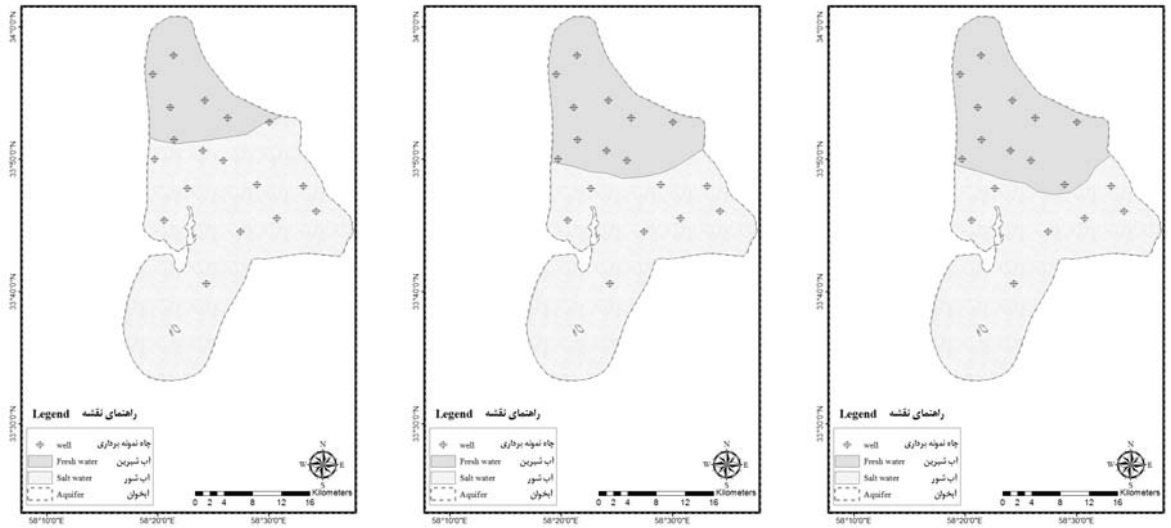

**شکل ۱۵- مرز جبهه های آب شور و شیرین**

**Fig 15- Intrusion in fresh water and saltwater**




**شکل ۱۶- هیدروگراف آب زیرزمینی با سه حالت کاهش برداشت آب**

**Fig 16- Groundwater hydrograph by three scenarios of decrease discharge**




(الف)- کاهش ۵درصد برداشت (ب)- کاهش ۱۰درصد برداشت (ج)- کاهش ۱۵درصد برداشت

**شکل ۱۷- مرز جبهه های آب شور و شیرین در سه حالت**

**Fig 17- Intrusion in fresh water and saltwater in three scenarios**

## نتیجه‌گیری کلی

در این مطالعه با استفاده از مدل ریاضی، مدلسازی کمی و کیفی آبخوان سرایان به منظور مدیریت پایدار و نقش جبهه‌های آب شور کویری مورد بررسی و تحلیل قرار گرفت. با توجه به مطالعات گسترده انجام شده در مورد تهاجم جبهه‌های آب شور در مناطق ساحلی و اثرات آن بر کیفیت آب زیرزمینی، در این مطالعه اثرات آب شور کویری را با توجه به حجم بالای آن و عدم در نظر داشتن این منبع در افزایش شوری آبخوان‌ها مورد تحلیل و بررسی قرار گرفته است. به منظور مدلسازی کمی و کیفی آبخوان یک دوره آماری ۵ ساله جهت مدلسازی انتخاب و پس از معرفی و ورود پارامترهای بیلان آب زیرزمینی در منطقه مدل اجرا و به منظور دقت در نتایج آنالیزحساسیت به منظور واسنجی مدل انجام گرفت. نتایج آنالیز حساسیت نشان داد که پارامتر هدایت هیدرولیکی در حالت ماندگار و آبدهی ویژه برای حالت ناماندگار نسبت به خروجی مدل عکس العمل زیادی نشان داده و می بایست مورد واسنجی قرار گیرند. پس از واسنجی این پارامترها به منظور بررسی وضعیت آتی آبخوان، صحت سنجی مدل به منظور اعتبارسنجی پیش بینی سطح آب زیرزمینی در آبخوان انجام گرفت و نتایج نشان داد که آبخوان سرایان تحت تنش شدید آبی قرار خواهد گرفت و روند افت آبخوان به شیب بیشتری ادامه خواهد داشت. پس از تکمیل مدل کمی آبخوان، شبیه سازی کیفی آبخوان توسط مدل MT3D در همان دوره زمانی با گام زمانی ۶ ماهه انجام پذیرفت. به منظور بررسی اثرات جبهه های آب شور کویری پارامتر TDS در منطقه شبیه‌سازی و به منظور افزایش نتایج خروجی مدل واسنجی این مدل با درنظر گرفتن ضریب ۰/۵ برای نسبت پخشیدگی افقی به پخش طولی، ۰/۲ برای نسبت پخشیدگی عمودی به پخش طولی، ۱ متر برای ضریب پخش مولکولی موثر و ۲۰ برای پخشیدگی طولی مورد واسنجی نهایی قرار گرفت. پس از صحت سنجی مدل کیفی، پیش‌بینی‌های غلظت TDS در آبخوان حاکی از افزایش غلظت این پارامتر بوده و روند افزایشی این پارامتر را در منابع آب زیرزمینی منطقه نشان می‌دهد. با توجه به نتایج استخراجی عبور منابع تغذیه کننده آبخوان، مناطق تبخیر و بافت ریزدانه‌ی منطقه از جمله عوامل موثر در افزایش غلظت TDS را آبخوان را می‌توان برشمرد. البته با توجه به قرار داشتن یک منبع آب زیرزمینی شور در خروجی آبخوان و ارتباط هیدرولیکی بین آنها فرضیه انتقال آب شور و تهاجم آن به آبخوان مطرح که با توجه به نتایج استخراجی و اثرات کم فاکتورهای بیان شده برای شوری این فرضیه تقویت شد. پس از بررسی و تحلیل جریان آب زیرزمینی اثر تهاجم جبهه ی آب شور و پیشروی آن به سمت مرکز آبخوان به عنوان یک پارامتر در افزایش شوری در منطقه ارائه شد. پیش بینی آتی آبخوان نشان می دهد که با همین روند برداشت آب و اثرات کاهش بارندگی بیش از پیش مشهود و سبب تهاجم بیشتر جبهه های آب شور کویری می شود. با توجه به روند شورشدن منابع آب زیرزمینی سناریو مدیریتی کاهش برداشت آب در سه حالت ۵، ۱۰ و ۱۵ درصدی برای منطقه شبیه سازی شد. نتایج شبیه سازی در سه حالت حاکی از بهبود کمی و کیفی آبخوان می‌باشد. لذا نتایج این تحقیق نشان میدهد مدیریت برداشت از آبخوانهای کویری به منظور بهبود کیفیت آنها و ممانعت تهاجم آب شور کویری به این آبخوان‌ها، با توجه خشکسالی های اخیر ضروری است.

## منابع


1. Abd-Elhamid H.F. and Javadi A.A., 2011. A cost-effective method to control seawater intrusion in coastal aquifers. Water resources management, 25(11), pp.2755-2780.
2. Almasri M.N., and Kaluarachchi J.J., 2007. Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds. Journal of Hydrology, 343(3), pp.211-229.
3. Anderson M.P., Woessner W.W. 1992. Applied Groundwater Modeling: Simulation of flow and Advective Transport. San Diego, California: Academic press, 391pp.
4. Appelo C.A.J., and Postma D. 2004. Geochemistry, groundwater and pollution. CRC press.
5. Arslan H., Cemek B., and Demir Y. 2012. Determination of seawater intrusion via hydrochemicals and isotopes in Bafra Plain, Turkey. Water resources management, 26(13), pp.3907-3922.
6. Arslan H., 2014. Estimation of spatial distrubition of groundwater level and risky areas of seawater intrusion on the coastal region in Çarşamba Plain, Turkey, using different interpolation methods. Environmental monitoring and assessment, 186(8), pp.5123-5134.
7. Faust C.R., and Mercer J.W. 1980. Groundwater Modeling. Journal of Groundwater. 18:486-496.
8. Green N.R., and MacQuarrie, K.T.B., 2014. An evaluation of the relative importance of the effects of climate change and groundwater extraction on seawater intrusion in coastal aquifers in Atlantic Canada. Hydrogeology Journal, 22(3), pp.609-623.
9. Hanshaw, B.B., and Back W. 1979. Major geochemical processes in the evolution of carbonate—Aquifer systems. Journal of Hydrology, 43(1), pp.287-312.
10. Hem J.D., 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water (Vol. 2254). Department of the Interior, US Geological Survey.
11. Jayasekera D.L., Kaluarachchi J.J., and Villholth K.G. 2011. Groundwater stress and vulnerability in rural coastal aquifers under competing demands: a case study from Sri Lanka. Environmental monitoring and assessment, 176(1), pp.13-30.
12. Jones B.F., Vengosh A., Rosenthal E., and Yechieli Y. 1999. Geochemical investigations. In Seawater intrusion in coastal aquifers—concepts, methods and practices (pp. 51-71). Springer Netherlands.
13. Konikow L.F., and Reilly T.E. 1999. Seawater intrusion in the United States. In Seawater Intrusion in Coastal Aquifers—Concepts, Methods and Practices (pp. 463-506). Springer Netherlands.
14. Langevin C.D., Thorne Jr, D.T., Dausman A.M., Sukop M.C., and Guo W. 2008. SEAWAT Version 4: A computer program for simulation of multi-species solute and heat transport (No. 6-A22). Geological Survey (US).
15. Langevin C.D., 2008. Modeling axisymmetric flow and transport. Groundwater, 46(4), pp.579-590.
16. Loáiciga H.A., Pingel T.J., and Garcia E.S. 2012. Sea Water Intrusion by Sea-Level Rise: Scenarios for the 21st Century. Groundwater, 50(1), pp.37-47.
17. Lu C., and Werner, A.D., 2013. Timescales of seawater intrusion and retreat. Advances in water resources, 59, pp.39-51.
18. McDonald M.G., and AW H. 1988. MODFLOW, A Modular 3D Finite-Difference Ground-Water Flow Model USGS. Tec. Water-Resources Inv.
19. Ministry of Power. 2011. Prohibition discharge in Sarayan plain. (in Persian)
20. Panteleit B., Hamer K., Kringel R., Kessels W., and Schulz H.D. 2011. Geochemical processes in the saltwater–freshwater transition zone: comparing results of a sand tank experiment with field data. Environmental Earth Sciences, 62(1), pp.77-91.
21. Piper, A.M., 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. Eos, Transactions American Geophysical Union, 25(6), pp.914-928.
22. Rahnama M.B., and Zamzam A. 2013. Quantitative and qualitative simulation of groundwater by mathematical models in Rafsanjan aquifer using MODFLOW and MT3DMS. Arabian Journal of Geosciences, 6(3), pp.901-912.
23. Rhoades J.D., Kandiah A., and Mashali A.M. 1992. The use of saline waters for crop production (Vol. 48). Rome: FAO.
24. Kreitler C.W. 1993. Geochemical techniques for identifying sources of ground-water salinization. CRC press.
25. Singhal B.B.S., and Gupta R.P. 2010. Applied hydrogeology of fractured rocks. Springer Science & Business Media.
26. Sivsankar V., Ramachandramoorthy T., and Kumar M.S. 2013. Deterioration of coastal groundwater quality in Rameswaram Island of Ramanathapuram District, Southern India. Journal of Water Chemistry and Technology, 35(2), pp.91-98.
27. Todd D.K. 1980. Groundwater hydrology 2ed. John Wiley.
28. USGS Groundwater software: MODFLOW 2000. Available at: (http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/modflow2000/modflow2000.html)

29. Wallis I., Prommer H., Post V., Vandenbohede A., and Simmons C.T. 2013. Simulating MODFLOW-Based Reactive Transport Under Radially Symmetric Flow Conditions. Groundwater, 51(3), pp.398-413.
30. Wang H.F., and Anderson M.P. 1995. Introduction to groundwater modeling: finite difference and finite element methods. Academic Press.
31. Zheng C., and Wang P.P. 1999. MT3DMS: a modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide. Alabama Univ University.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 673-688

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۶۸۸-۶۷۳

# Investigation of Interference of Salt water in Desert Aquifers (Case study: South Khorasan, Sarayan Aquifer)

**H. Kardan Moghaddam[1] – M. E. Banihabib[2]***

Received: 22-09-2015
Accepted: 23-04-2017

**Introduction:** Due to the increase in water consumption resulting from climate change and rapid population growth, overexploitation of groundwater resources take place particularly in arid regions. This increased consumption and reduced groundwater quality is a major problem especially in arid areas of concern among water resources managers and planners. The use of modern simulation tools to evaluate the performance of an aquifer could help the managers and planners to decide. In this research, finite difference method was used to simulate the behavior of the quality and quantity of groundwater.

**Materials and Methods:** Increasing the concentration of salts in the groundwater aquifers intensifies with severe water withdrawing and causes the uplift of salt water in aquifers. This is much more severe in adjacent aquifers of saline aquifers in deserts and coastal areas. Front influx of saltwater into freshwater aquifers causes interference and disturbance in water quality and complex hydro-chemical reactions occurs in the joint border area including the process of cation, groundwater flow, the reduction of sulfate, the reaction of Carbonatic and changes in the dolomitic calcite. Sarayan Aquifer has a negative balance and the annual groundwater table drawdown of 62 cm.

In this study, Total Dissolved Solids (TDS) as a groundwater quality factor was simulated to investigate the effect of the overexploitation on the saline interface of desert aquifer using MT3D module of GMS model for a period of 5 years with time steps of 6 months. One of the most important steps of the simulation of groundwater quality is to use qualitative model to predict the groundwater level which in this study were performed by quantitative models in two steady and unsteady flow states with time steps of 6 months The four basic steps of a proper modeling of the groundwater quality are sensitivity analysis of the input parameters, calibration of the sensitive parameters of the model, validation of the time step and groundwater quality forecast for the future periods. These modeling steps were carried out for steady and unsteady states by GMS software.

Aquifer hydraulic conductivity and the specific yield of aquifers were selected as two critical parameters of quantitative model in steady and unsteady states. The model was calibrated based on these two parameters and then using pest method, the value of these parameters was finalized. In order to evaluate the response of the aquifer to different periods of droughts, the verification of the model was conducted during the ten periods. The results show that observed water level has suitable correlation with simulated water level. In the same period, the simulation of water quality for TDS parameter carried out using the results of the quantitative model. After identification of sensitive parameters in the model, calibration of the model was carried out taking into account the factor of 0.5 for the ratio of horizontal to vertical distribution, vertical diffusion length of 0.2, 1 meter for effective molecular diffusion coefficient, and 20 for longitudinal diffusion.

**Results and Discussion:** In the total area of the aquifer, the water demand of all sectors are supplied using groundwater resources. This water withdrawal trend exacerbated the decline in groundwater levels and reduced water quality. Also in the southern strip of the aquifer, there is a desert saline groundwater aquifer, which causes the intrusion of salt water to the aquifer and negative effects on its quality. The factors influencing the salinity of groundwater in the Sarayan Aquifer are geological formations, supplying the aquifer from salty formations in the region, evaporation from the shallow part of the aquifer especially in the southern strip that leaves salt and reducing the volume of water, existence of fine soil in the media of groundwater flow. Front influx is from saltwater desert aquifer to the Sarayan Aquifer. Due to the osmotic pressure of the soil layers in the aquifer, the pollutants transferred from the higher concentration to lower concentration and an influx of salt water into the aquifer will occur from outside of the aquifer. Since the direction of groundwater flow is from the north to the south of the aquifer and salt water intrusion is from the south to the north, the velocity of saltwater intrusion dropped so quickly water. However, overexploitation of groundwater and negative aquifer balance caused uplift

1 and 2- PhD Candidate and Associate Professor Water Resources Engineering, University College of Aburaihan, University of Tehran, Pakdasht, Tehran
(*- Corresponding Author Email: banihabib@ut.ac.ir)

of the salt water in aquifer.

**Conclusion:** Review of the result of forecasted TDS concentration in Sarayan Aquifer, shows an increase in TDS concentration. This increase indicates that there is no potential for more water withdrawing in the southern parts of the aquifer by urban and agricultureal sectors. The variaty of TDS changes between 712 mg/lit in the northern strip of the aquifer to 8500 mg/lit in the southern strip shows that due to the increased concentration of TDS, the border area of water users will be changed. The forecasting of the future status of aquifer water quality showed that continuing withdrawing of water intensifies salt water interference from the desert and concentration of TDS will increase during the next 5 years. To manage aquifer quality and quantity, three scenarios of water withdraw reduction were used. The results are shown restoration of the aquifer quality and quantity using these scenarios.

Therefore the result of this research shows that the management of groundwater is necessary to improve the quality of desert aquifers and prevent salt water interference from desert considering recent droughts.

**Keywords:** Aquifer, Calibration, Interference saltwater, MT3D model, Quality

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۰۰-۶۸۹

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 689-700

# مدل‌سازی عددی انتقال آلاینده در آبراهه‌های با پهنه ماندابی و جریان غیریکنواخت با استفاده از معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری

محمد حاتم جعفری[۱] - مهدی مظاهری[۲*] - جمال محمد ولی سامانی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۱/۱۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۰/۲۸

## چکیده

پیش‌بینی انتقال آلاینده‌ها در پهنه‌های آبی در مدیریت و جلوگیری از آلودگی آبهای سطحی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. ناهمگونی و عدم یکنواختی در مورفولوژی و خصوصیات فیزیکی در تمام طول رودخانه، که به پهنه‌های ماندابی شناخته می‌شوند، انتقال یکنواخت آلاینده‌ها به پائین‌دست را با مشکل مواجه می‌کند. مدل‌های یک‌بعدی که بر پایه معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک قرار دارند، قادر به شبیه‌سازی دقیق پدیده انتقال در این‌گونه رودخانه‌ها نیستند. یکی از روش‌های جایگزین که در صورت به‌کارگیری صحیح می‌تواند منجر به پیش‌بینی مناسب از پدیده انتقال در حالت مذکور گردد، معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری است. در این تحقیق با بهره‌گیری از روش‌های حل عددی مشتقات جزئی‌کسری، یک روش حل برای معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری که حالت عمومی معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک است، در حالت جریان غیریکنواخت ارائه شده‌است. برای برآورد پارامترهای تاثیرگذار در پیش‌بینی انتقال ماده آلاینده حل‌شده، روش بهینه‌سازی ریاضی مورد استفاده قرار گرفت. جهت صحت‌سنجی، مدل ارائه شده با داده‌های واقعی برداشت شده از نهر یواس‌کریک در کالیفرنیا مقایسه شده است. بر اساس آزمایش مذکور ماده ردیاب کلراید بصورت پیوسته در این نهر تزریق شده و در ایستگاه‌های پایین‌دست غلظت آن اندازه‌گیری شده است. خروجی مدل انطباق قابل‌قبولی با داده‌های مشاهداتی داشته و نشان می‌دهد که روش حل ارائه‌شده، روشی دقیق و قابل قبول در شبیه‌سازی انتقال ماده حل‌شده با استفاده از معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری در آبراهه‌های دارای پهنه ماندابی است.

**واژه‌های کلیدی:** انتقال جرم، رودخانه، مشتق کسری، نگهداشت موقت، نواحی مرده

## مقدمه

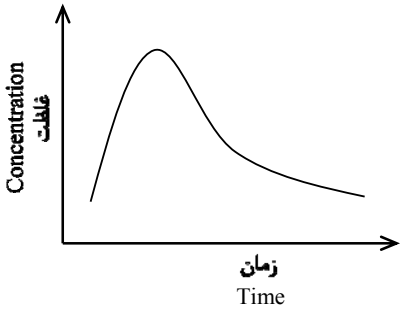
رودخانه‌ها از مهم‌ترین پهنه‌های آبی بر روی زمین هستند. بسیاری از فرآیندهای زمین‌شناسی و اکولوژیکی مانند، فرسایش و چرخه مواد مغذی در آنها اتفاق می‌افتد. همچنین از نظر بیولوژیکی در میان آن دسته از اکوسیستم‌های آبی قرار می‌گیرند که به حفظ پویایی و افزایش بهره‌وری آبراهه‌های پایین‌دست و آبهای ساحلی کمک می‌کنند. از سوی دیگر رودخانه‌ها از ارزش بالائی نیز برای جامعه برخوردارند. از این پهنه‌های آبی بعنوان منبع تامین آب شرب، منبع انرژی تجدیدپذیر برای تولید انرژی و همچنین محیطی مناسب برای اوقات فراغت انسان‌ها بهره برده می‌شود. در سال‌های اخیر با افزایش روزافزون نرخ تغییر در کاربری اراضی و تغییرات آب‌وهوائی، رقابتی شدید بین گروه‌های مختلف منتفع از رودخانه‌ها در بهره‌برداری از خدمات زیست‌محیطی آنها بوجود آمده‌است. در حالی‌که در ابتدا رودخانه‌ها به‌عنوان مسیل تخلیه حوضه آبریز شناخته می‌شدند، تحقیقات اخیر نشان داده است که تبادل پیوسته سیال بین مسیر اصلی رودخانه با رسوبات بستر، سواحل رودخانه و منطقه اشباع زیر بستر، احتمال فعالیت‌های بیولوژیکی و شیمیایی را افزایش می‌دهد، اما همزمان موجب ایست ماده حل‌شده در پهنه آبی می‌گردد که در انتقال آلاینده به پایین‌دست تاخیر ایجاد می‌کند (۱ و ۲). بنابراین آنچه برای اکوهیدرولوژی و فرآیندهای شیمیائی حوضه آبریز اهمیت دارد، مسیر کلی رودخانه و نه فقط آبراهه سطحی آن است (۳). از دیرباز برای پیش‌بینی انتقال ماده‌حل‌شده آلاینده در رودخانه‌ها از معادله معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک[۴] که معادله‌ای استاندارد برای مدل‌سازی انتقال در رودخانه‌ها است استفاده می‌شد (۴):

۱، ۲ و ۳- به ترتیب فارغ‌التحصیل کارشناسی‌ارشد، استادیار و استاد گروه سازه‌های آبی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران
(*- نویسنده مسئول: (Email: m.mazaheri@modares.ac.ir
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.53624

4- Classical Advection-dispersion equation

$$\frac{\partial C}{\partial t}=-\frac{\partial (UC)}{\partial x}+\frac{\partial}{\partial x}\left(D\frac{\partial C}{\partial x}\right) \qquad (۱)$$

در این معادله $C$ غلظت آلاینده در مسیر طولی رودخانه، $U$ سرعت جریان، $D$ ضریب پراکندگی، $t$ مدت زمان سپری شده بعد از تخلیه ماده آلاینده و $x$ فاصله از نقطه تخلیه می‌باشند. مفروضات حاکم بر معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک، کاربرد آن را برای انتقال در رودخانه‌ها محدود می‌سازد. یکی از فرض‌های بنیادی این معادله اینست که توزیع جابه‌جایی ذرات و زمان‌های ماند آنها در طول آبراهه دارای واریانس محدود است و بنابراین از توزیع نرمال پیروی می‌کند. این فرض سبب می‌گردد که معادله مذکور تنها برای مجموعه‌ای از حرکت ذرات و یا ملکول‌های ماده حل‌شده که توزیع سرعت در آنها گسترده نیست، قابل استفاده باشد. از سوی دیگر این معادله بر پایه توصیف براونی از حرکت به‌همراه جابه‌جایی یا فرآیند پخشیدگی فیکی[1] استوار است. اما فرآیند غالب در رودخانه‌ها با فرض‌های حاکم بر این معادله همخوانی ندارد. به عبارت دیگر معادله (۱) بر اساس فرض‌های سرعت و ضریب پراکندگی همگن در مقطع عرضی رودخانه استخراج شده است و وجود نواحی مرده در رودخانه فرض مذکور را نقض می‌کند. فیشر و همکاران (۴) دریافتند که منحنی اندازه‌گیری شده غلظت-زمان در پایین‌دست، مطابق با آنچه معادله پیش‌بینی می‌کند نیست، بلکه دنباله‌ای بلند دارد. این محققین عدم اختلاط کامل در آبراهه را دلیل این ناهمخوانی دانستند (شکل ۱).




**شکل ۱- شکل کلی منحنی غلظت-زمان در یک آبراهه طبیعی با وجود نواحی مرده**

**Figure 1- Schematic of long-tailed breakthrough curve in a natural stream**

فیشر و همکاران (۴) همچنین در ادامه تحقیق خود برای غلبه بر این محدودیت معادله، ضابطه‌ای پیشنهاد دادند که با بهره‌گیری از آن می‌شد نقطه‌ای در پایین‌دست، که پس از آن خروجی معادله با داده‌های برداشت‌شده همخوانی داشت، را تعیین کرد. محققینی که بر روی پراکندگی در رودخانه‌ها مطالعه می‌کردند نیز دریافتند که معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک، پروفیل غلظت ماده ردیاب و دنباله‌های کم‌غلظت آن را به‌خوبی پیش‌بینی نمی‌کند. این دنباله‌های کم‌غلظت نتیجه ورود ذره آلاینده به منطقه نگهداشت[2] هستند، که منجر به تغییر در سرعت طولی ذره و ضریب پراکندگی می‌شود. از آنجایی شکل منحنی غلظت بستگی به تغییرات سرعت در آبراهه و ضریب پراکندگی آن (که هر دو از مقادیری هستند که به‌طور تقریبی اندازه‌گیری می‌شوند) دارد، تاثیر مناطق نگهداشت به‌صورت دنباله‌های بلند در منحنی مذکور ظاهر می‌گردد. یکی از اولین مطالعات دقیق در راستای درک نقش نواحی نگهداشت یا ماندابی در انتقال ماده حل‌شده در آبراهه‌ها توسط بنکالا و والترز (۵) انجام شد که نتیجه آن ارائه مدل نگهداشت موقت[3] بود. این معادله برپایه معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک بنا شده‌است. برای وارد کردن اثر نگهداشت موقت در معادله جابجائی-پراکندگی کلاسیک در سمت راست معادله ترم نگهداشت اضافه شده‌است که با معادله‌ای دیگر که توصیف‌کننده اختلاط در منطقه نگهداشت است، ارتباط دوسویه دارد(معادله ۲). این دو معادله به طور همزمان برای کل رودخانه حل می‌شوند (۵):

$$\begin{cases}\dfrac{\partial \mathrm{C}}{\partial \mathrm{t}}+\dfrac{\partial}{\partial \mathrm{x}}\left(\mathrm{UC}-\mathrm{D}\dfrac{\partial \mathrm{c}}{\partial \mathrm{x}}\right)=\alpha(\mathrm{C_s}-\mathrm{C}) \\ \dfrac{\mathrm{dC_s}}{\mathrm{dt}}=-\alpha\dfrac{\mathrm{A}}{\mathrm{A_s}}(\mathrm{C_s}-\mathrm{C})\end{cases} \qquad (۲)$$

که در آن $C$ غلظت آلاینده در ناحیه اصلی جریان، $U$ سرعت جریان در ناحیه اصلی رودخانه، $D$ ضریب پخش در ناحیه اصلی جریان، $A$ سطح مقطع جریان، $A_s$ سطح مقطع منطقه نگهداشت، $x$ فاصله از محل ترزیق ، $t$ مدت زمان سپری شده پس از ترزیق، $C_s$ غلظت در منطقه نگهداشت و $\alpha$ ضریب تبادل ذخیره‌ای آبراهه می باشند. این مدل برای مواد حل‌شده واکنش‌ناپذیر کاربرد دارد و فرض شده‌است که جریان در آبراهه از نوع یک‌بعدی ماندگار بدون جریان جانبی باشد. انتقال بین آبراهه اصلی و همچنین نواحی نگهداشت از قانون انتقال جرم مرتبه اول تبعیت می‌کند. در حالتی که هیچ ناحیه نگهداشتی در آبراهه وجود نداشته باشد، مقدار $\alpha$ برابر با صفر خواهد بود که مدل نگهداشت موقت را به معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک تبدیل می‌کند. در این مدل توزیع زمان ماند ذره در ناحیه نگهداشت به‌طور ضمنی، نمائی فرض شده‌است، که سبب می‌گردد تا خروجی‌ها در کوتاه‌مدت به میزان قابل قبولی با داده‌های مشاهداتی همخوانی داشته باشد. اما هنگامی‌که زمان نگهداشت، بازه‌های زمانی بزرگتری را تجربه می‌کند، مدل مقادیر غلظت را کمتر

1- Fickian diffusion

2- Storage zone

3- Transient storage model (TSM)

از مقادیر واقعی تخمین می‌زند (۶ و ۷). از این رو وقتی که این مدل برای آبراهه‌های حاوی دامنه نگهداشت نامحدود اجرا می‌شود، دو پارامتر $\alpha$ و $A_s$ حساسیت بالائی به مدت زمان مورد نظر برای مدل‌سازی دارند. به عبارت دیگر مدل نگهداشت موقت در آبراهه‌های با نواحی مرده قابل توجه و با طول زیاد (رودخانه‌های با تغییرات چشمگیر سطح مقطع) در زمان‌های طولانی جواب‌های مناسبی را دست نمی‌دهد. علاوه بر مدل نگهداشت موقت مدل‌های دیگری نیز برای پیش‌بینی رفتار پیچیده ماده حل‌شده در آبراهه‌ها با پهنه ماندابی ارائه شده‌اند. از مهمترین آنها می‌توان به مدل انتقال جرم چندنرخه[1] (۸ و ۹)، مدل مسیر نگهداشت انتقالی[2] (۶)، مدل گام تصادفی پیوسته در زمان[3] (۱۰، ۱۱ و ۱۲) و مدل انتقال ماده حل‌شده در رودخانه[4] (۱۳ و ۱۴) اشاره کرد. در تمامی این مدل‌ها محققین با وارد کردن تابع حافظه وتوزیع زمانی برای زمان ماند، توصیفات متفاوتی از انتقال در آبراهه زا به مدل خود ارائه کردند. هر یک از مدل‌های ارائه شده با داده‌های مشاهداتی صحت‌سنجی شد. اما به دلیل پیچیدگی ریاضی مدل‌ها، نیاز بالای این آن‌ها به بررسی‌های دقیق آبراهه مانند زمان ماند ماده حل‌شده و همچنین یکتا نبودن توابع به‌کار رفته به‌عنوان تابع حافظه، جز در موارد محدود از آنها استفاده نشد. راهکار دیگری که به خوبی معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک را برای در نظر گرفتن اثر نگهداشت موقت آماده می‌کند، بهره‌گیری از حساب دیفرانسیل و انتگرال کسری[5] است. این بخش از ریاضیات با تغییر در فرض‌های بنیادی معادله دیفرانسیل جزئی حاکم، به معادله عمومیت می‌بخشد، بنابراین در این مدل حالت عمومی معادله جابه‌جایی-- پراکندگی کلاسیک برای آبراهه حل می‌شود. این معادله که جابه‌جایی-پراکندگی کسری نیز نامیده می‌شود، برای حالت غیریکنواخت و غیرماندگار به صورت زیر بیان می‌گردد (۱۷):

$$\frac{\partial^{\gamma}\left(AC\right)}{\partial t^{\gamma}}= -\frac{\partial\left(QC\right)}{\partial x}+\frac{\partial}{\partial x}\left(AD\frac{\partial^{1-\alpha}C}{\partial x^{1-\alpha}}\right) \qquad (۳)$$

که در آن هم مشتق مکانی و هم مشتق زمانی در جمله پراکندگی با مشتقاتی از مرتبه کسری جایگزین شده‌است. مشتقات کسری شاید ناآشنا به‌نظر آیند، اما این شاخه در ریاضیات به طور مفصل مورد مطالعه قرار گرفته‌است(۱۰ و ۱۵). تفاوت معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری با معادله جابه‌جایی-پراکندگی، در مشتقات کسری زمانی و مکانی است، که مطابق با آنچه بیان شد از تعمیم فرضیات پایه‌ای سرچشمه می‌گیرد. کاربرد قضیه حد مرکزی تعمیم‌یافته و توصیف حرکت ذرات، منجر به تولید چنین معادله‌ای گشته است. تفاوت بین مشتق مرتبه صحیح و مشتق مرتبه اعشاری، در رفتار محلی یا غیرمحلی آنهاست. در حالی که مشتق مرتبه صحیح شیب تابع در یک بازه بسیار کوچک تعریف شده‌است، مشتق مرتبه اعشاری یا کسری بسته به وضعیت کل تابع است (۱۶). از این‌رو در مشتق‌گیری از مرتبه اعشاری خصوصیت کل تابع در مشتق یک نقطه شرکت داده می‌شود. در دهه اخیر محققین با بهره‌گیری از مشتقات کسری و تغییر در حالت کلاسیک معادله جابه‌جایی-پراکندگی، چندین مدل برای پیش‌بینی توزیع ماده حل‌شده در رودخانه ارائه داده‌اند. مهم‌ترین گام را در این زمینه دنگ و همکاران (۱۷) برداشتند، آنها با تغییر در جمله پراکندگی معادله و تبدیل آن به پراکندگی کسری به‌خوبی داده‌های برداشت شده از رودخانه‌های موناکیسی و میزوری را مدل کردند. از دیگر تحقیقات قابل توجه در این زمینه می‌توان به استفاده از مشتقات کسری در مدل نگهداشت موقت اشاره کرد (۱۸). نتایج مدل آنها همخوانی بهتری را نسبت به وقتی که از مشتقات جزئی کسری در مدل نگهداشت موقت استفاده نمی‌شد، نشان داد. معادلات در این تحقیقات همگی برای جریان ماندگار و یکنواخت حل شده‌اند.

از آنجایی که به دلیل تغییر در مشخصات فیزیکی رودخانه (مانند سطح مقطع، شیب و زبری) جریان در رودخانه‌ها غیریکنواخت (عمق و سرعت متغیر نسبت به مکان) است، درنظر گرفتن غیریکنواختی جریان در حل معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری حایز اهمیت است. در این تحقیق حل عددی معادله جابه‌جایی- پراکندگی کسری برای حالت جریان غیریکنواخت در رودخانه ارائه شده است. همچنین برای بهینه‌سازی متغیرهای واسنجی موجود در معادله از روش بهینه‌سازی ریاضی استفاده شده است. در انتها روش ارائه شده با داده‌های برداشت شده از یک آبراهه طبیعی قیاس شده‌است و مقایسه بین خروجی معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری و جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک برای همان آبراهه، به‌علاوه تحلیل حساسیت پارامترهای مؤثر در معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری آورده‌شده است.

نوآوری اصلی این تحقیق در متغیر بودن پارامترهای معادله جابه‌جایی-پراکندگی می‌باشد. با توجه به تغییرات عواملی مانند توپوگرافی، شیب بستر، مقطع عرضی و غیره، جریان در آبراهه‌های طبیعی، غیریکنواخت بوده و سرعت و ضریب پراکندگی در معادله انتقال جرم متغیر می‌باشند. تحقیقات مرتبط با حل معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری عموماً مقادیر ثابتی را برای این پارامترها فرض می‌کنند. در این تحقیق پارامترهای مذکور بصورت غیریکنواخت و متغیر لحاظ می‌گردند.

1- Multirate mass transfer model (MRMT)
2- Advective storage path model (ASP)
3- Continuous time random walk (CTRW)
4- Solute transport in rivers model (STIR)
5- Fractional Calculus

## مواد و روش‌ها

معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری که در این تحقیق مورد بررسی قرار گرفته است به صورت زیر می‌باشد (۲۱):

$$\frac{\partial C}{\partial t}+U\frac{\partial C}{\partial x}= \frac{\partial}{\partial x}\frac{1}{2}\begin{pmatrix}(1-\beta)D_{-}\dfrac{\partial^{\alpha-1}C}{\partial\left(-x^{\alpha-1}\right)}+\\ (1+\beta)D_{+}\dfrac{\partial^{\alpha-1}C}{\partial\left(+x^{\alpha-1}\right)}\end{pmatrix} \quad (۴)$$

در این معادله $\beta$ ضریب چولگی منحنی غلظت-زمان است که در محدوده $-1\le\beta\le1$ تغییر می‌کند؛ هر چه مقدار $\beta$ به ۱- نزدیکتر باشد، تاثیر گره‌های پایین‌دست بیشتر خواهد بود و بالعکس هر چه مقدار $\beta$ به ۱ نزدیکتر گردد، گره‌های بالادست مقادیر غلظت بالاتری را به سمت گره مورد نظر گسیل می‌دارند و در حالت $\beta$ برابر با صفر، تاثیر گره‌های بالادست و پائین‌دست بر غلظت گره مورد نظر یکسان خواهد بود. همچنین $\alpha$ مرتبه مشتق است که بین ۱ و ۲ تغییر می‌کند؛ در واقع مرتبه مشتق کسری در معادله (۴) بین ۰ و ۱ متغیر است. همان‌طور که در جدول ۱ نشان داده شده است، فاصله گرفتن $\alpha$ از ۱ تاثیر نقاط همسایه را بر نقطه مورد نظر افزایش می‌دهد، این امر سبب ایجاد دنباله در مدل می‌گردد. همچنین از داده‌های جدول مشخص است که به ازای $\alpha$ برابر با ۱ مقادیر وزن‌های مذکور برابر با صفر می‌شود که این امر با تعاریف کلاسیک مشتق عددی هم‌خوانی دارد. $D$ نیز ضریب پراکندگی است که دارای مقادیر متفاوتی برای ذرات مقیم در بالادست و پائین‌دست گره موردنظر است. معادله (۴) در حالت $\alpha=2$ به معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک تقلیل می‌یابد. همانطور که پیش‌تر بیان شد، مشتق مرتبه اعشاری یا کسری بسته به وضعیت کل تابع است. از این رو می‌توان آن را به دو بخش پیش‌رونده (که با علامت $+x$ در معادله (۴) مشخص شده‌است) و پس‌رونده (علامت $-x$ ) تقسیم کرد (۱۹). یکی از روش‌ها در تخمین این مشتقات بهره‌بردن از روش گرونوالد است (۲۰). هرچند حالت استاندارد روش گرونوالد در گسسته‌سازی تفاضل محدود، فارغ از چگونگی تشکیل سیستم معادلات، ناپایدار است (۲۱)، اما این در حالتی اتفاق می‌افتد که مقادیر مرتبه مشتق کسری بین ۱ و ۲ متغیر باشند. در حالی که در معادله مورد نظر این تحقیق مرتبه مشتق کسری بین ۰ و ۱ متغیر است، بنابراین بایستی از حالت استاندارد بهره برد. حالت استاندارد روش گرونوالد به‌صورت زیر است:

$$\frac{\partial^{\alpha}C}{\partial x^{\alpha}}= \frac{1}{\Gamma(-\alpha)}\lim_{N\to\infty}\frac{1}{h^{\alpha}}\sum_{k=0}^{N}\frac{\Gamma(k-\alpha)}{\Gamma(k+1)}C(x-kh,t) \quad (۵)$$

در این معادله $h$ گام مکانی و $\Gamma(.)$ تابع گاماست و رابطه (۵) برای دو حالت پیشرو و پسرو که در معادله (۴) آمده‌است، به‌طور تقریبی به صورت زیر ساده خواهد شد:

$$\frac{\partial^{\alpha}C}{\partial\left(+x^{\alpha}\right)}\approx\frac{\theta_k}{h^{\alpha}}\sum_{k=0}^{N}C_{i+k} \quad (۶)$$

$$\frac{\partial^{\alpha}C}{\partial\left(-x^{\alpha}\right)}\approx\frac{\theta_k}{h^{\alpha}}\sum_{k=0}^{N}C_{i-k} \quad (۷)$$

همچنین $\theta_k$ از رابطه زیر به‌دست می‌آید:

$$\theta_k=\frac{\Gamma(k-(\alpha-1))}{\Gamma(-(\alpha-1))\Gamma(k+1)} \quad (۸)$$

ضریب $\theta_k$ میزان تاثیر غلظت نقاط دیگر بر نقطه موردنظر $i$ است. مقادیر مختلف این ضریب برای مقادیر مختلف $\alpha$ و $k$ به اختصار در جدول ۱ ارائه شده است.

مشتقات مرتبه اول معادله (۴) نیز به‌صورت زیر گسسته شده‌اند:

$$\frac{\partial C}{\partial x}\approx\frac{C_i-C_{i-1}}{\Delta x} \quad (۹)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t}\approx\frac{C_i^{n+1}-C_i^{n}}{\Delta t} \quad (۱۰)$$

معادله (۴) به‌طور کاملاً ضمنی در این تحقیق مورد بررسی قرار گرفته است. بنابراین گسسته‌سازی با استفاده از تفاضل محدود معادله به صورت ادامه خواهد بود:

### واسنجی و صحت‌سنجی مدل

برای واسنجی مدل از داده‌های آبراهه یواس کریک[1] استفاده شده‌است (شکل ۲). از آنجایی که داده‌های موجود تنها یکبار به‌صورت برداشت میدانی جمع‌آوری گشته‌اند، امکان صحت‌سنجی با استفاده از داده‌های مستقل از داده‌های واسنجی برای آبراهه فراهم نبود.

1- Uvas Creek

جدول ۱- مقادیر مقادیر $\theta_k$ برای $\alpha$ و kهای مختلف

**Table 1- $\theta_k$ values for different $\alpha$ and k**

| k / α | 1.0000 | 2.0000 | 3.0000 | 4.0000 | 5.0000 | 6.0000 | 7.0000 | 8.0000 | 9.0000 | 10.0000 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1.0 | 1.0000 | -1.0000 | 0.0000 | 0.0000 | 0.0000 | 0.0000 | 0.0000 | 0.0000 | 0.0000 | 0.0000 |
| 0.9 | 1.0000 | -0.9000 | -0.4500 | -0.0165 | -0.0086 | -0.0053 | -0.0036 | -0.0026 | -0.0020 | -0.0016 |
| 0.8 | 1.0000 | -0.8000 | -0.0800 | -0.0320 | -0.0176 | -0.0112 | -0.0078 | -0.0058 | -0.0045 | -0.0036 |
| 0.7 | 1.0000 | -0.7000 | -0.0150 | -0.0455 | -0.0261 | -0.0172 | -0.0123 | -0.0093 | -0.0073 | -0.0059 |
| 0.6 | 1.0000 | -0.6000 | -0.1200 | -0.0560 | -0.0336 | -0.0228 | -0.0167 | -0.0129 | -0.0103 | -0.0085 |
| 0.5 | 1.0000 | -0.5000 | -0.1250 | -0.0625 | -0.0390 | -0.0273 | -0.0205 | -0.0161 | -0.0130 | -0.0109 |

$$\frac{C_i^{n+1}-C_i^n}{\Delta t}=-U_i\frac{C_i^{n+1}-C_{i-1}^{n+1}}{\Delta x}$$
$$+\frac{1}{A_i}\frac{1}{\Delta x}\left[\frac{D_i}{2}\left(\left((1+\beta)\left(\frac{1}{\Delta x^{\alpha-1}}\sum_{k=1}^{i+1}\theta_k C_{i-k+2}\right)+(1-\beta)\left(\frac{1}{\Delta x^{\alpha-1}}\sum_{k=1}^{m-i+2}\theta_k C_{i+k-2}\right)\right)\right)\right]^{n+1}$$
$$-\frac{1}{A_i}\frac{1}{\Delta x}\left[\frac{D_{i-1}}{2}\left(\left((1+\beta)\left(\frac{1}{\Delta x^{\alpha-1}}\sum_{k=1}^{i}\theta_k C_{i-k+1}\right)+(1-\beta)\left(\frac{1}{\Delta x^{\alpha-1}}\sum_{k=1}^{m-i+3}\theta_k C_{i+k-3}\right)\right)\right)\right]^{n+1} \quad (۱۱)$$

به‌همین جهت از روش صحت‌سنجی متقاطع[1] استفاده شد. به‌این‌صورت که ابتدا به‌صورت تصادفی داده‌های مشاهداتی به زیرمجموعه‌هایی تقسیم می‌شدند و یکی از آنها برای صحت‌سنجی کنار گذاشته شده و باقی زیرمجموعه‌ها برای واسنجی پارامترها توسط الگوریتم بهینه‌سازی استفاده می‌شدند. همانطور که در معادله (۴) می‌توان به وضوح دید مقادیر $\alpha$ و $\beta$ پارامترهایی هستند که به خصوصیات آبراهه بستگی دارند و نیازمند واسنجی هستند، بنابراین با بهینه‌سازی آنها می‌توان مدل را برای یک آبراهه واسنجی نمود. برای بهینه‌سازی این پارامترها در تحقیق حاضر از الگوریتم بهینه‌سازی ازدحام ذرات[2] استفاده شده‌است. ابرهارت و کندی (۲۲) بر اساس گروه پرندگان و دسته ماهی‌ها این روش را معرفی کردند. در این روش رفتار هر نماینده در ازدحام را می توان با بردارهای ساده ای مدل کرد. محل هر نماینده با مختصات آن روی محورها $x$ و $y$ نمایش داده می‌شود. سرعت این نماینده نیز به صورت $v_x$ (سرعت در راستای $x$) و $v_y$ (سرعت در راستای $y$) نمایش داده می‌شود . تغییرات مکان هر نماینده را با اطلاعات مکان و سرعت می‌توان دریافت. دسته پرندگان یک تابع هدف مشخص را بهینه می‌کنند که در این تحقیق، تابع هدف، RMSE داده‌های مشاهداتی و خروجی‌های مدل است. هر نماینده بهترین مقدار خود و مکان $x$ و $y$ آن نقطه را می‌داند. این اطلاعات مقایسه تجربیات شخصی هر نماینده است و مقایسه آگاهی از چگونگی رفتار نماینده‌های اطراف آن‌ها می‌باشد.

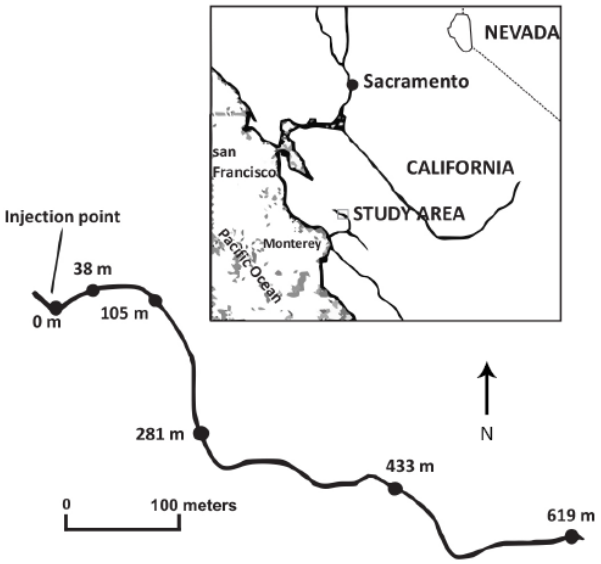
برای صحت‌سنجی مدل عددی ارائه شده برای معادله جابه‌جایی–پراکندگی کسری همانطور که در بخش پیشین نیز بیان شد، از داده‌های آبراهه یواس کریک که توسط زند و همکاران (۲۳) برداشت شده است، استفاده گردیده است. جریان در این آبراهه ماندگار اما غیریکنواخت بوده است. در این آزمایش که اواخر تابستان و در زمان کم‌آبی آبراهه (دبی ۰/۰۱۲۵ مترمکعب در ثانیه) انجام پذیرفته است، ماده کلراید با نرخ ثابت به مدت سه ساعت به این آبراهه تزریق گردیده‌است. این تزریق، غلظت ماده حل‌شده کلراید را در محل بلافاصله بعد از نقطه تزریق در آبراهه به ۱۱/۹ میلی‌گرم بر لیتر رساند. غلظت پایه در این آبراهه پیش و به هنگام تزریق برابر با ۳/۷ میلی‌گرم بر لیتر بوده‌است. اندازه‌گیری غلظت در پایین‌دست در پنج ایستگاه انجام پذیرفت. اطلاعات ایستگاه‌ها و بازه‌های رودخانه در جدول ۲ آمده است.

## نتایج و بحث

همان‌طور که در مقدمه اشاره شد، معادله جابجائی–پراکندگی کلاسیک در پیش‌بینی انتقال در آبراهه‌ها با خصوصیات متغیر در

1- Cross validation
2- Particle swarm optimization

مورفولوژی و جریان موفق عمل نمی‌کند معادله مذکور در حالت یک-بعدی توانائی پیش‌بینی دقیق انتقال ماده حل‌شده در آبراهه‌ها با نواحی نگهداشت را ندارد. درحالی‌که، با تعمیم فرض‌های حاکم بر معادله جابجائی-پراکندگی و استفاده از حالت کسری آن معادله و بهره‌گیری از روشی مناسب برای گسسته‌سازی می‌توان انتقال در این-گونه آبراهه‌ها را به‌دقت پیش‌بینی کرد. مقایسه نتایج به‌دست‌آمده از مدل حاضر با خروجی‌های مدل جابجائی-پراکندگی کلاسیک در شکل‌های ۳-۷ آمده است.



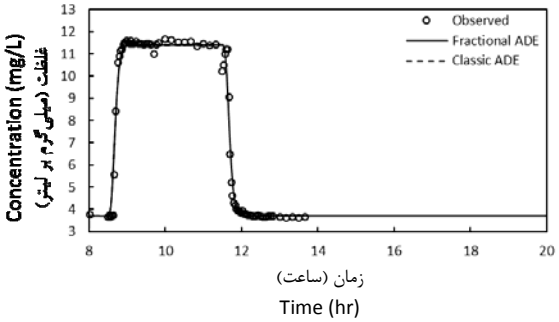

**شکل ۲- شکل شماتیک آزمایش ماده ردیاب یواس کریک**

**Figure 2- Schematic of Uvas Creek tracer experiment**

**جدول ۲-اطلاعات ایستگاه‌ها و بازه‌های آبراهه یواس کریک**

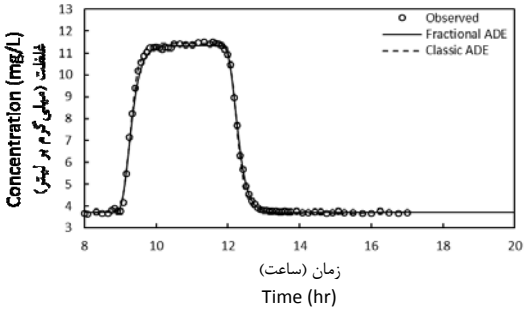
**Table 2- Hydraulic and morphological properties of Uvas Creek reaches**

| شماره ایستگاه | فاصله تا ایستگاه قبل (متر) | فاصله تا محل تزریق (متر) | دبی (مترمکعب بر ثانیه) | ضریب پخشیدگی (مترمربع بر ثانیه) | سطح مقطع جریان (مترمربع) |
|---|---|---|---|---|---|
| **Station No.** | **Distance between consecutive reaches (m)** | **Distance to the injection point (m)** | **Discharge ($m^3/s$)** | **Dispersion coefficient ($m^2/s$)** | **Cross section area ($m^2$)** |
| 1 | 38 | 38 | 0.0125 | 0.12 | 0.30 |
| 2 | 67 | 105 | 0.0125 | 0.15 | 0.42 |
| 3 | 176 | 281 | 0.0133 | 0.24 | 0.36 |
| 4 | 152 | 433 | 0.0136 | 0.31 | 0.41 |
| 5 | 186 | 619 | 0.0140 | 0.40 | 0.52 |



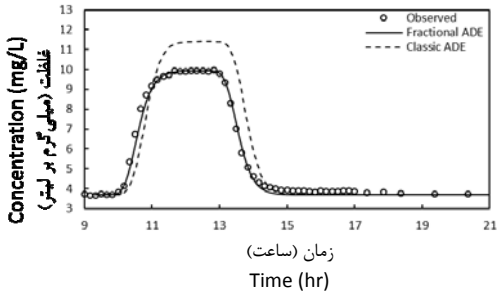

**شکل ۳- مقایسه بین داده‌های مشاهداتی در ایستگاه یک با خروجی مدل کسری و پیش‌بینی معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک**

**Figure 3- Observed concentration in station one vs prediction of fractional ADE and classic ADE**



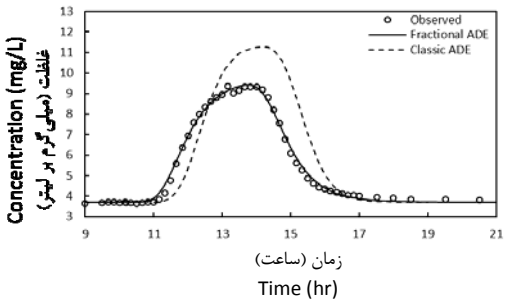

**شکل ٤- مقایسه بین داده‌های مشاهداتی در ایستگاه دو با خروجی مدل کسری و پیش‌بینی معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک**

**Figure 4- Observed concentration in station two vs prediction of fractional ADE and classic ADE**



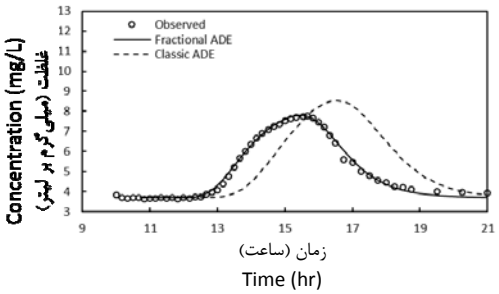

**شکل ۵- مقایسه بین داده‌های مشاهداتی در ایستگاه سه با خروجی مدل کسری و پیش‌بینی معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک**

**Figure 5- Observed concentration in station three vs prediction of fractional ADE and classic ADE**




**شکل ٦- مقایسه بین داده‌های مشاهداتی در ایستگاه چهار با خروجی مدل کسری و پیش‌بینی معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک**

**Figure 6- Observed concentration in station four vs prediction of fractional ADE and classic ADE**




**شکل ۷- مقایسه بین داده‌های مشاهداتی در ایستگاه پنج با خروجی مدل کسری و پیش‌بینی معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک**

**Figure 7- Observed concentration in station five vs prediction of fractional ADE and classic ADE**

برای تطبیق منحنی‌های آمده در شکل‌های ۳-۷ همانطور که پیش‌تر توضیح داده‌شد، در مرحله واسنجی از یک روش بهینه‌سازی ریاضی استفاده‌شده است. پارامترهای واسنجی در معادله جابجائی-پراکندگی کسری، $\beta$ و $\alpha$ هستند، که به‌ترتیب میزان مشارکت نقاط بالادست/پائین‌دست و تاثیر نقاط دور از گره موردنظر در بالادست/پائین‌دست را بر گره موردنظر نشان می‌دهند. به‌این صورت‌که هرچه $\beta$ از صفر دور شود (چه به‌سمت ۱- یا ۱) نقاط آن جهت اثر بیشتری در پیش‌بینی غلظت گره موردنظر خواهند داشت. به‌همین‌ترتیب، برای $\alpha$ نیز هرچه مقدار از ۱ (حالت کلاسیک معادله) فاصله بگیرد، اثر نقاط نزدیک بر گره موردنظر کاهش می‌یابد (به‌نسبت حالت کلاسیک) و نقاط دورتر نیز در تعیین غلظت آن نقطه مشارکت می‌کنند. به‌طبع، هرچه مقدار $\alpha$ از مقدار آن در حالت کلاسیک فاصله بگیرد، تاثیر نقاط دوردست بر تعیین غلظت گره موردنظر افزایش می‌یابد. از این‌رو واسنجی و تعیین مقادیر بهینه برای این دو مقدار ضروری است. مقادیر بهینه‌شده $\beta$ و $\alpha$ که توسط الگوریتم بهینه‌سازی ازدحام ذرات محاسبه‌شده است، در جدول ۳ ارائه شده است.

**جدول ۳- مقادیر بهینه‌شده $\alpha$ و $\beta$ با استفاده از اللگوریتم ازدحام ذرات برای بازه‌های مختلف**

**Table 3- Optimized values of $\alpha$ and $\beta$ for each reach using PSO algorithm**

| شماره ایستگاه Station No. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|---|
| $\alpha$ | 2 | 1.89 | 1.5 | 1.73 | 1.53 |
| $\beta$ | اثری ندارد | 0.85 | 0.85 | 0.7 | 0.75 |

همانطور که در جدول ۳ می‌توان دید، در ایستگاه ۱ مقدار $\alpha$ برابر با ۲ است، که معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری را به معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک تقلیل می‌دهد. این تقلیل حکایت از عدم تاثیر پهنه‌های ماندابی در بازه اول آزمایش دارد. در ایستگاه‌های

بعدی تاثیر نگهداشت به وضوح در معادله دیده می‌شود. هر چه مقادیر $\alpha$ کمتر می‌شود، تاثیر مناطق نگهداشت بر انتقال ماده حل‌شده افزایش می‌یابد و در نتیجه دنباله‌های بلندتر و منحنی‌های چوله‌تری را ایجاد می‌کند. از سوی دیگر مقادیر $\beta$ برای ایستگاه‌های ۲ تا ۵ بسیار بالاتر از صفر است که نشان از انتقال کند آلاینده از گره‌های پایین‌دست به سمت گره‌های بالادست دارد؛ به تعبیر دیگر فروپخشیدگی در این آبراهه سبب می‌گردد تا ماده حل‌شده بسیار کندتر از زمان مورد انتظار به پایین‌دست انتقال یابد.

برای مقایسه کمی مقادیر خروجی‌های مدل‌های ریاضی با داده‌های مشاهداتی بهترین راه محاسبه مقادیر خطای مدل‌ها در پیش‌بینی آن داده‌هاست. جهت مقایسه کمی بین مدل جابجائی-پراکندگی کلاسیک و کسری، مقادیر RMSE و $R^2$ برای معادله جابجائی-پراکندگی کلاسیک در جدول ۴ آورده‌شده‌است.

**جدول ٤- مقادیر RMSE و $R^2$ خروجی مدل کسری و کلاسیک برای ایستگاه‌های مختلف**

**Table 4- RMSE and $R^2$ of fractional and classic ADE for each reach**

| | $R^2$ | | RMSE | |
|---|---|---|---|---|
| نوع مدل Model Type | Classic | FADE | Classic | FADE |
| ایستگاه Station | | | | |
| 1 | 0.9872 | 0.9872 | 0.3951 | 0.3951 |
| 2 | 09875 | 0.9983 | 0.1943 | 0.1743 |
| 3 | 0.0151 | 0.9892 | 1.4878 | 0.2727 |
| 4 | 0.0184 | 0.9947 | 1.6304 | 0.1738 |
| 5 | 0.0220 | 0.9728 | 1.4941 | 0.1652 |

از مقایسه مقادیر خطای دو مدل در جدول ۴ نکات جالبی را می‌توان دریافت. همانطور که توضیح داده‌شد، با توجه به جدول ۳، مطابق انتظار باید خطاها در ایستگاه ۱ برابر می‌بود، زیرا درواقع هر دو از یک معادله واحد با شروط مرزی یکسان بهره برده‌اند. در ایستگاه ۲ به‌رغم کاهش ۰/۱۱ در مرتبه مشتق و افزایش قابل‌توجه $\beta$ اما مقادیر خطا تفاوت فاحشی با یکدیگر ندارند. این اختلاف ناچیز نشان می‌دهد، که همچنان رفتار معادله جابجائی-پراکندگی کسری به معادله جابجائی-پراکندگی کلاسیک نزدیک است و این کاهش در مرتبه مشتق تاثیر قابل‌ملاحظه‌ای برخروجی‌ها ندارد. هرچند نباید عملکرد بهتر معادله جابجائی-پراکندگی کسری را نادیده گرفت، زیرا همانطور که در جدول ۴ آمده‌است، این مدل قدری بهتر از حالت کلاسیک عمل می‌کند. اما، کارآئی بهتر مدل حاضر در ایستگاه‌های ۴، ۵ و ۶ معلوم می‌گردد، ایستگاه‌هائی که به‌گواه منحنی‌های غلظت زمان برداشت‌شده و پارامتر واسنجی‌شده $\alpha$ شدیداً متاثر از نواحی نگهداشت هستند. بنابراین، معادله جابجائی-پراکندگی دیگر قادر به ارائه توصیفی درست از انتقال ماده حل‌شده در بازه‌های منتهی به‌این ایستگاه‌ها نیست. درحالی‌که مدل حاضر به‌خوبی و با دقت بالائی توانائی پیش‌بینی فرآیند انتقال در این بازه‌ها را دارد. همانطور که در جدول ۳ آمده است، مقادیر $\alpha$ در بازه‌های منتهی به ایستگاه‌های ۴، ۵ و ۶ بسیار از ۲ (مرتبه مشتق برای حالت کلاسیک) فاصله می‌گیرد. این کاهش در مرتبه مشتق منجر به مشارکت موثرتر نقاط دوردست در تعیین غلظت گره موردنظر می‌گردد. از سوی دیگر، مقادیر $\beta$ برای هرسه این ایستگاه‌ها بسیار از صفر بیشتر است، که نشان از محبوس‌شدن ذرات آلاینده در بالادست گره موردنظر دارد. این پدیده که به فروپخشیدگی شناخته می‌شود، سبب می‌شود که نقاط اوج پائین‌تری به‌نسبت معادله کلاسیک به‌دست‌آید. از سوی‌دیگر، از مقایسه روش مشتقات کسری با معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک می‌توان دریافت که در بررسی انتقال آلاینده در آبراهه‌ها با پهنه ماندابی استفاده از معادله کلاسیک نه تنها منجر به خطا در پیش‌بینی دنباله‌ها می‌گردد، بلکه خطا در پیش‌بینی مقدار اوج، زمان اوج و حتی زمان انتقال نیز حادث می‌شود. در حقیقت با ازدیاد نواحی نگهداشت درجه مشتق کسری از حالت استاندارد معادله فاصله می‌گیرد و به تبع آن نیز چولگی منحنی غلظت-زمان نیز افزایش می‌یابد. از این‌رو استفاده از معادله یک‌بعدی جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک برای شبیه‌سازی انتقال در این‌گونه آبراهه‌ها توصیه نمی‌گردد. برای پیش‌بینی بهتر از انتقال در این‌گونه آبراهه‌ها با استفاده از معادله جابه‌جایی-پراکندگی‌کسری می‌توان برآورد بسیار مناسبی از این پدیده داشت.

### بررسی حساسیت مدل به پارامتر $\alpha$ مرتبه مشتق کسری

پارامتر $\alpha$ تاثیرگذارترین پارامتر در مدل معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری است. در واقع این پارامتر نماینده مناطق نگهداشت در مدل است، هر چه مقدار این پارامتر افزایش یابد و به ۲ نزدیک‌تر

گردد، نشان از کاهش نـواحی نگهداشـت در آبراهـه دارد و بـالعکس. بنابراین سنجش حساسیت مدل نسبت به این پارامتر از نظـر فیزیکـی حساسیت مدل را به تغییرات سـطح مقطـع نـواحی نگهداشـت نشـان می‌دهد. به طورکلی هر چه نواحی نگهداشت بیشتر باشند، حرکت ماده حل شده آهسته‌تر صورت می‌گیرد و از آنجایی کـه ارتبـاط مسـتقیمی بین تغییرات پارامتر $\alpha$ و سطح مقطع ناحیه نگهداشت وجود دارد، چه افزایش و چه کاهش در ایـن پـارامتر منجـر بـه تغییـرات بـه نسـبت شدیدی در خروجی مدل می‌گردد. بنابراین در برآورد این پـارامتر بایـد متناسب با دقت مورد انتظار برای نتایج نهایی مـدل، دقـت کـافی بـه خرج داده شود. نتایج بررسی حساسیت مدل به پـارامتر $\alpha$ در جـدول ۵ آمده‌است.

**جدول ۵- بررسی حساسیت مدل به تغییرات مرتبه مشتق کسری برای خروجی مدل در ایستگاه ٤**

**Table 5- Sensitivity of the FADE model to the changes in the order of fractional derivatives for station four**

| تغییرات Variations | $\alpha+10\%$ | $\alpha+5\%$ | $\alpha+2\%$ | $\alpha+1\%$ | $\alpha$ | $\alpha-1\%$ | $\alpha-2\%$ | $\alpha-5\%$ | $\alpha+10\%$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| $R^2(\%)$ | 86.9 | 92.2 | 95.4 | 96.4 | 99.5 | 98.3 | 98 | 99.5 | 96 |
| $RMSE(mg/L)$ | 0.748 | 0.536 | 0.404 | 0.362 | 0.174 | 0.231 | 0.266 | 0.272 | 0.498 |

### بررسی حساسیت مدل به پارامتر $\beta$، ضریب چولگی

ضریب چولگی در مـدل معادلـه جابـه‌جـایی-پراکنـدگی کسـری نشان‌دهنده توزیع ناهمگون ماده حل‌شـده در پهنـه آبـی اسـت. ایـن ناهمگونی می‌تواند رو به بالادست و یا رو به پایین‌دست باشد. بنابراین می‌توان گفت ضریب چـولگی از نظـر فیزیکـی نشـان دهنـده جهـت حرکت غالب ماده حل‌شده است. این بدان معنا نیست، کـه مـاده حـل شده رو به بالادست حرکت می‌کنـد، بلکـه کنـد شـدن حرکـت مـاده مدنظر است. هر چه ضریب چولگی از صـفر بـه یـک نزدیـک گـردد، آلاینده با تاخیر بیشتری رو به پایین‌دست انتقـال مـی‌یابـد. جـدول ۶ نشان از آن دارد که تغییرات این پارامتر به طور قابـل ملاحظـه‌ای بـر نتایج خروجی تاثیر دارد. تغییر در رونـد مقـادیر $\beta$ مقـدار همرونـدی کاهش می‌یابد و مقادیر خطا بیش از ۲ برابر افزایش می‌یابد، بنـابراین در برآورد این پارامتر نیز بایستی تا حد امکان با دقت عمل کرد.

**جدول ٦- بررسی حساسیت مدل به تغییرات ضریب چولگی برای خروجی مدل در ایستگاه ٤**

**Table 6- Sensitivity of model to the changes in the skewness coefficient for station four**

| تغییرات Variations | $\beta+20\%$ | $\beta+10\%$ | $\beta+5\%$ | $\beta$ | $\beta-5\%$ | $\beta-10\%$ | $\beta-20\%$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| $R^2(\%)$ | 96.4 | 97.7 | 97.5 | 99.5 | 98 | 97.1 | 96.8 |
| $RMSE(mg/L)$ | 0.399 | 0.322 | 0.308 | 0.174 | 0.341 | 0.399 | 0.417 |

## نتیجه‌گیری کلی

در این تحقیق یک حل عددی برای معادله جابه‌جایی-پراکنـدگی کسری در حالت جریان غیریکنواخـت و مانـدگار ارائـه گردیـد. بـرای گسسته‌سازی مشتقات کسری جزئی از تعریف گرونوالد استاندارد بهره برده شد و معادله به صورت کاملاً ضمنی حل شده اسـت. مـدل ارائـه شده با استفاده از داده‌های یک آبراهه طبیعی که دارای پهنه مانـدابی بود، در بوته آزمایش قرار گرفت. برای به دسـت آوردن مقـادیر دقیـق پارامترهای موثر برای آبراهه مورد نظر از روش تصدیق متقاطع بهـره برده‌شد و برای واسنجی مدل از الگـوریتم بهینـه‌سـازی ازدحـام ذرات استفاده گردید. مقایسه نتایج حاصل از مدل معادله جابجائی-پراکندگی کسری با معادله جابجائی-پراکندگی کلاسیک و داده‌های مشـاهداتی، نشان داد که حالت کسری معادله در پیش‌بینی انتقال در آبراهه‌هـا بـا نواحی نگهداشت بسیار دقیـق عمـل مـی‌کنـد. بـرای سـاخت مـدلی کاربردی نیاز است تا پارامترهای تاثیرگـذار بـر ایـن معادلـه بـا دقـت واسنجی شوند. در معادله جابه‌جایی-پراکنـدگی کسـری، پارامترهـای مرتبه مشتق و ضریب چولگی وجود دارند که بـر شـکل کلـی نمـودار اثرگذار هستند و به تطبیق بهتر خروجی مدل بر داده‌هـای مشـاهداتی کمک می‌کنند و بنابراین این پارامترها بایستی با دقت بـالائی بـرآورد شوند. نتایج حاکی از برتری مدل ارائه‌شده برای پیش‌بینـی انتقـال در آبراهه‌ها با نواحی نگهداشت دارد و از آن می‌توان به‌عنوان جـایگزینی مناسب برای معادله جابه‌جایی-پراکندگی کلاسیک بهره‌برد. همچنین از آنجائی‌که معادله کسری همچنـان توانـائی معادلـه کلاسـیک را در خود دارد، از انعطاف بالائی در مدلسـازی برخـوردار اسـت و قـادر بـه پیش‌بینی انتقال در حالات متنوعی از نظر فیزیک آبراهه خواهـد بـود. این موارد نشان از توانایی چشم‌گیر مدل معادله جابه‌جایی-پراکنـدگی

کسری در پیش‌بینی انتقال آلودگی در آبراهه‌های طبیعی دارد و می‌توان از مدل ارایه شده در عمل برای پیش‌بینی توزیع غلظت مکانی و زمانی ناشی از منابع آلاینده نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای و همچنین تعیین استانداردهای تخلیه منابع آلاینده به آب‌های سطحی استفاده نمود.

## منابع


1- Buffington J.M., and Tonina D. 2009. Hyporheic exchange in mountain rivers II: effects of channel morphology on mechanics, scales, and rates of exchange. Geography Compass, 3(3):1038-1062.
2- Jones J.B., and Mulholland P.J. 1999. Streams and ground waters. Academic Press.
3- Fleckenstein, J.H., Krause S., Hannah D.M., and Boano, F. 2010. Groundwater-surface water interactions: New methods and models to improve understanding of processes and dynamics. Advances in Water Resources, 33(11):1291-1295.
4- Fischer, H.B., List, E.J., Koh, R.C.Y., Imberger, J. and Brooks, N.H. 1979. Mixing in inland and coastal waters.
5- Bencala, K.E. 1983. Simulation of solute transport in a mountain pool□and□riffle stream with a kinetic mass transfer model for sorption. Water Resources Research, 19(3):732-738.
6- Wörman, A., Packman, A.I., Johansson, H. and Jonsson, K. 2002. Effect of flow□induced exchange in hyporheic zones on longitudinal transport of solutes in streams and rivers. Water Resources Research, 38(2):1-15.
7- Gooseff, M.N., Bencala, K.E., Scott, D.T., Runkel, R.L. and McKnight, D.M. 2005. Sensitivity analysis of conservative and reactive stream transient storage models applied to field data from multiple-reach experiments. Advances in Water Resources, 28(2):479-492.
8- Haggerty, R., McKenna, S.A. and Meigs, L.C. 2000. On the late□time behavior of tracer test breakthrough curves. Water Resources Research, 36(5):3467-3479.
9- Haggerty, R., Wondzell, S.M. and Johnson, M.A. 2002. Power□law residence time distribution in the hyporheic zone of a 2nd□order mountain stream.Geophysical Research Letters, 29(18):1-4.
10- Metzler, R. and Klafter, J. 2000. Subdiffusive transport close to thermal equilibrium: From the Langevin equation to fractional diffusion. Physical Review, 61(1):6308- 6311.
11- Berkowitz, B., Cortis, A., Dentz, M. and Scher, H. 2006. Modeling non□Fickian transport in geological formations as a continuous time random walk. Reviews of Geophysics, 44.
12- Boano, F., Packman, A., Cortis, A., Revelli, R. and Ridolfi, L. 2007. A continuous time random walk approach to the stream transport of solutes. Water resources research, 43(5):12-21.
13- Marion, A. and Zaramella, M. 2005. A residence time model for stream-subsurface exchange of contaminants. Acta Geophysica Polonica, 53(1):527-534.
14- Marion, A., Zaramella, M. and Bottacin□Busolin, A. 2008. Solute transport in rivers with multiple storage zones: The STIR model. Water resources research, 44(4):38-50.
15- Meerschaert, M.M. and Sikorskii, A., 2012. Stochastic models for fractional calculus (Vol. 43). Walter de Gruyter.
16- Blank, L., 1996. Numerical treatment of differential equations of fractional order. University of Manchester, Department of Mathematics.
17- Deng, Z.Q., Singh, V.P. and Bengtsson, L. 2004. Numerical solution of fractional advection-dispersion equation. Journal of Hydraulic Engineering, 130(3):422-431.
18- Shen, C. and Phanikumar, M.S. 2009. An efficient space-fractional dispersion approximation for stream solute transport modeling. Advances in Water Resources, 32(10):1482-1494.
19- Schumer, R., Benson, D.A., Meerchaert, M.M. and Wheatcraft, S.W. 2001. Eulerian derivation of the fractional advection-dispersion equation. Journal of Contaminant Hydrology, 48(5):69-88.
20- Oldham, K.B., Spanier, J. and Ross, B. 1974. Fractional calculus.
21- Meerschaert, M.M. and Tadjeran, C. 2004. Finite difference approximations for fractional advection-dispersion flow equations. Journal of Computational and Applied Mathematics, 172(1):65-77.
22- Eberhart, R.C. and Kennedy, J. 1995, October. A new optimizer using particle swarm theory. In Proceedings of the sixth international symposium on micro machine and human science, 1(1):39-43.
23- Zand, S.M., Kennedy, V.C., Zellweger, G.W. and Avanzino, R.J. 1976. Solute transport and modeling of water quality in a small stream. United States Geological Survey.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 689-700

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۰۰-۶۸۹

# Numerical Solution for Non-Uniform Fractional Advection Dispersion Equation

**M. Hatam Jafari[1] – M. Mazaheri[2*] – J.M.V. Samani[3]**

Received: 05-04-2016
Accepted: 17-01-2017

**Introduction:** Solute transport modeling in water bodies and especially rives, provides a useful tools for decision-makers and consumers, to take a timely decisions in order to prevent or avoid any catastrophic consequences. Many factors such as velocity, cross-section area, bedform and etc. affect the transport of any solute particle in the media. The aforementioned factors vary both in width and depth, which cause some of the particles to deviate from the main channel to areas in which the particle stays for a longer time. Those particles are released to the main channel gradually causing a heavy-tailed breakthrough curve in downstream of the injection point. The areas where solute spends more time than the main channel is called deadzones. Any area in the channel that reduce the velocity field to relatively zero could be categorized as deadzones, such as areas behind a boulder, in pocket beside the river, behind or inside a vegetation cluster. In streams containing deadzones the classical adevection-dispersion equation (ADE) cannot meet the requirements. Scholars proposed many different approaches to capture the heavy-tailed behavior. One of the renowned and novel approaches to quantify the role of deadzones in natural streams is using Fractional Calculus. This field of mathematics helps to change the fundamental assumption of ADE, which is laid upon "central limit theorem" and subsequently generate a new equation based on fractional partial derivatives, The Fractional Advection –Dispersion Equation (FADE). The FADE provides a better description of solute movement in natural streams, because of its general form and non-locality.

**Materials and Methods:** In this research, FADE for a non-uniform but steady condition in natural streams has been investigated. FADE is a product of central limit theorem generalization and hence can capture the anomalous behavior of solute transport in streams containing deadzones. One of the important points that can be inferred from tracer study in such streams is that the concentration of a point is influenced by the point in far upstream; that is either the solute particle comes faster than the main cloud or slower and defy the basic assumption. Since classic ADE just considers the points in the closest proximity of the study point to calculate the bearkthrough curve (BTC), it cannot be used in cases that the deadzones are involved; which calls for a more comprehensive consideration of the stream. Interestingly, factional derivatives are non-local; fractional derivatives consider the state of the function in its whole domain. Hence, FADE can accurately describe and calculate the BTC in streams affected by deadzones. The big difference between FADE and classic ADE is that, the former is based on Levy motion while the later developed and shows Brownian motion. Also, the order of spatial derivative in FADE is a value $1 < \alpha \leq 2$, unlike the classic ADE in which the order is fixed to $2$. To investigate the FADE in depth standard Grunwald definition of fractional derivatives were employed for discretization, and an algorithm is proposed. The more the order of the fractional partial derivative decreases, the more would be the effect of the deadzones, this means that while the order is equal to $2$, the streamflow do not experience any deadzones in its way. In order to fit the data, two variables in the FADE needs to be calibrated; the unknown parameters were estimated using Particle Swarm Optimization (PSO) technique.

**Conclusion:** The model was validated using a set of data from a small stream. The comparison shows that the model can accurately recreate the BTC and perform dramatically better than classic ADE which even in some stations is incapable of predicting the peak concentration and the arrival time of the particle to the station. Quantitatively, the difference between the FADE and observation represented by RMSE in average is 0.236 while for classic ADE is around 4 times higher. The difference in the first two stations is negligible for the stream does not contain any deadzones. This shows that not only the FADE is capable of considering deadzones, but also if needed it can easily reduce to classic ADE. This flexibility offers vast opportunity for application. In addition, the sensitivity of the model to the calibration parameter was analyzed, the analysis shows that both variables (order of the derivative and skewness parameter) should be treated with great care, since a little

1, 2 and 3- Graduate Student, Assistant Professor and Professor of Water Structures, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran
(*- Corresponding Author Email: m.mazaheri@modares.ac.ir)

variation in their value drastically alter the shape of the BTC, and decrease the accuracy of the prediction. In this research, the capability of FADE were investigated and proved that this model performing far better in predicting solute transport in natural streams in which the variability of the morphology may hinder the solutes movement.

**Keywords:** Deadzones, Fractional advection dispersion equation, Numerical solution, Pollutant transport, Stream

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۹۶-۷۸۵

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 785-796

# بررسی آبشویی نیترات و جذب نیتروژن توسط ذرت در شرایط آبیاری با پساب خام و تصفیه شده

مهرناز امینی[۱] – حامد ابراهیمیان[۲*]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۱/۰۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۹/۱۷

## چکیده

امروزه استفاده از آب‌های غیرمتعارف از جمله پساب‌های شهری، خانگی و کشاورزی با توجه به اقلیم نیمه خشک در کشور و فشارهای شدید وارد شده بر منابع آب تجدیدپذیر مورد توجه قرار گرفته است. هدف از این تحقیق، شبیه‌سازی انتقال نیترات در داخل خاک در شرایط آبیاری با دو نوع پساب با استفاده از مدل HYDRUS بود. در این راستا از اطلاعات یک فصل رشد گیاه ذرت واقع در کرج در سال ۱۳۸۹ و همچنین اطلاعات پساب‌های خام و تصفیه شده شهرک اکباتان به عنوان منبع آب آبیاری استفاده شد. نفوذ عمقی آب آبیاری، آبشویی نیتروژن- نیتراتی، جذب آب و نیتروژن- نیتراتی توسط گیاه شبیه‌سازی شد. مقدار آب جذب شده توسط گیاه و نفوذ عمقی به ترتیب ۸۰ و ۱۳ درصد از مقدار آب آبیاری بود. آبشویی نیتروژن-نیتراتی در محدوده زیر عمق توسعه ریشه ها در مدت یک فصل رشد گیاه ذرت آبیاری شده با پساب خام و تصفیه شده به ترتیب برابر ۷/۶۱ و ۲/۶۴ کیلوگرم در هکتار بدست آمد. جذب نیتروژن- نیتراتی توسط گیاه در شرایط آبیاری با پساب خام و تصفیه شده به ترتیب برابر ۱۳۰ و ۶۰/۱ کیلوگرم در هکتار (معادل ۷۶/۲ و ۸۱/۹ درصد از مقدار نیتروژن- نیتراتی ورودی در پساب خام و تصفیه شده) بود. نتایج نشان داد که می‌توان از پساب‌ها علاوه بر منبع آب آبیاری، به عنوان منبع غذایی برای گیاه استفاده کرد و در نتیجه مصرف کودهای شیمیایی را کاهش داد.

**واژه‌های کلیدی:** آب‌های غیرمتعارف، شبیه‌سازی، مدل HYDRUS، نفوذ عمقی، نیتروژن-نیتراتی

## مقدمه

در یک قرن اخیر به دلیل افزایش رشد جمعیت و توسعه دامنه فعالیت‌های انسان در بخش‌های مختلف، مصرف سرانه آب به شدت افزایش یافته است. افزایش مصرف سرانه و نیز استفاده بی‌رویه از منابع آب سبب شده است که در بسیاری از مناطق جهان به خصوص نقاطی که به طور طبیعی با اقلیم نامناسب و محدودیت منابع آب روبرو هستند، شرایط بحرانی کمی و کیفی منابع آب بروز نماید. از این رو استفاده از منابع آبی غیرمتعارف از جمله پساب تصفیه‌خانه‌ها در این کشورها روز به روز از اهمیت بیشتری برخوردار می‌شود. کاربرد پساب‌ها به عنوان یک منبع دائمی آب در کشاورزی علاوه بر تأمین بخشی از نیازهای آبی این بخش، باعث صرفه جویی و دوام منابع آبی موجود نیز می‌گردد. علاوه بر این، وجود عناصر غذایی گیاهی موجود در پساب، مصرف کودهای شیمیایی و بالتبع آن اثرات زیست محیطی استفاده از آنها را کاهش می‌دهد. مطالعات انجام شده در نقاط مختلف جهان نشان داده است که برای بسیاری از محصولات آبیاری شده با پساب نیازی به افزودن کودهای شیمیایی و حیوانی وجود نداشته و از این جهت، صرفه جویی قابل توجهی در هزینه تولیدات کشاورزی صورت می‌پذیرد (۵). مطابق تحقیقات انجام شده در دانشگاه فردوسی مشهد کاربرد پساب در آبیاری، با شرایط استفاده از کود حیوانی به میزان ۲۵ تن در هکتار برابری می‌کند (۱). اصلاح زمین‌های کشاورزی و افزایش حاصلخیزی آنها یکی از هزینه‌های عمده جاری در فعالیت‌های کشاورزی بوده و این در حالی است که پساب‌های خروجی از تصفیه خانه‌ها دارای مواد مغذی از قبیل نیتروژن، فسفر و پتاسیم در حد مطلوب می‌باشند. به کارگیری پساب در کشاورزی اگر چه با فواید زیادی توأم است ولی چنانچه این امر بدون برنامه‌ریزی دقیق و اعمال مدیریت و نظارت صحیح انجام پذیرد می‌تواند اثرات اجتماعی، اقتصادی و زیست محیطی حاد و متعددی را در پی داشته باشد که از آن جمله می‌توان به عدم پذیرش از سوی مردم، عدم وجود بازار مناسب برای عرضه محصولات تولیدی، اثر منفی روی گیاه،

۱ و ۲- دانش آموخته کارشناسی ارشد و دانشیار گروه مهندسی آبیاری و آبادانی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج
(* - نویسنده مسئول: (Email: ebrahimian@ut.ac.ir
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.52789

شوری و سدیمی شدن خاک به خصوص در مناطق خشک و نیمه خشک و آلودگی منابع آب زیرزمینی به دلیل غلظت بالای نیتروژن موجود در پساب اشاره کرد (۲۱). استفاده از مدل‌های ریاضی می‌تواند به مدیریت کاربرد پساب در آبیاری محصولات کشاورزی کمک کند.

مدل HYDRUS-1D یکی از مدل‌های پیشرفته در ارتباط با حرکت یک بعدی آب، املاح و گرما در خاک می‌باشد. این مدل توسط سیمیونک و همکاران (۱۵) در آزمایشگاه شوری خاک آمریکا بسط داده شده است. تافته و سپاس‌خواه (۱۹) از مدل HYDRUS-1D برای شبیه‌سازی حرکت آب و آبشویی نیترات در زمان بکارگیری مقادیر مختلف کود اوره در آبیاری ذرت و کلزا استفاده کردند. با توجه به نتایج حاصل، این مدل HYDRUS-1D توانست نفوذ عمقی آب و آبشویی نیترات را با وجود دو بعدی بودن جریان آب و نیترات در خاک با دقت بالایی شبیه‌سازی کند. راموس و همکاران (۱۳) از HYDRUS-2D برای مدل‌سازی حرکت نیتروژن در پلات‌های کشت شده با سورگوم در سال‌های ۲۰۰۷ تا ۲۰۱۰ استفاده کردند. روش آبیاری از نوع قطره‌ای و تیمارهای در نظر گرفته شده شامل مقادیر مختلف نیتروژن و شوری در آب آبیاری بود. با توجه به رابطه بین جذب نیتروژن- نیتراتی ($N\text{-}NO_3$) تخمین زده و اندازه‌گیری شده در ماده خشک گیاه، نیاز نیتروژن گیاه کمتر از مقدار جذب نیتروژن تخمین زده شده برای تیماری با بیشترین کاربرد کود بود. آبشویی نیتروژن بستگی به مقدار آب آبیاری، مقدار کود به کار رفته، شکل نیتروژنی که در کود وجود دارد و زمان و تعداد رویدادهای کود آبیاری دارد. شبیه‌سازی با HYDRUS-2D در برنامه‌ریزی برای افزایش جذب و کاهش آبشویی مواد غذایی مفید بود. در این تحقیق جذب نیتروژن زمانی که رویدادهای کودآبیاری بیشتر و مقدار کود بکار رفته در هر رویداد کمتر بود، افزایش یافت. فوگت و همکاران (۱۰) با استفاده از مدل HYDRUS 2D/3D حرکت آب را زیر درختان پرتقال شبیه‌سازی کردند. اندازه‌گیری‌های آماری ارتباط بین رطوبت شبیه‌سازی شده و اندازه‌گیری شده را در محدوده قابل قبول نشان دادند. جریان‌های زهکشی روزانه و تجمعی شبیه‌سازی شده با مقادیر اندازه‌گیری شده به خوبی منطبق بودند. شکفته و همکاران (۱۴) به شبیه‌سازی انتقال نیترات در خاک شنی با استفاده از مدل HYDRUS در یک سیستم آبیاری قطره‌ای برای دبی‌های مختلف قطره چکان و مقادیر مختلف کود پرداختند. نتایج آنها نشان داد که آبشویی نیترات با افزایش مقدار کود افزایش می‌یابد. براساس نتایج بدست آمده، با انتخاب دبی و مقدار کود مناسب آبشویی نیترات را می‌توان حتی در یک خاک شنی به حداقل رساند. پوریزدان‌خواه و همکاران (۱۱) به بهبود کارایی مدل HYDRUS در اثر اعمال تغییرات زمانی پارامترهای هیدرولیکی خاک پرداختند. نتایج نشان داد که تغییر پارامترهای هیدرولیکی خاک در اولین بیاری محسوس بود. مدل در شبیه‌سازی رطوبت اعماق مختلف خاک عملکرد خوبی داشت.

لی و همکاران (۸)، میزان تعادل نیتروژن در یک مزرعه برنج را با شبیه‌سازی توسط مدل HYDRUS-1D ارزیابی کردند. با توجه به نتایج، مقادیر شبیه‌سازی و اندازه‌گیری شده غلظت نیتروژن به خوبی انطباق داشت. بنابراین مدل HYDRUS-1D می‌تواند به عنوان یک ابزار مناسب برای استفاده بهینه از کود در کشاورزی و برنامه‌ریزی‌های مدیریتی به‌کاربرده شود.

تعیین مقدار نفوذ عمقی، آبشویی نیترات و جذب آب و نیترات توسط گیاه در شرایط کاربرد پساب برای آبیاری محصولات کشاورزی مهم به نظر می‌آید تا بتوان در شرایط خشکسالی و کمبود آب خطر آلودگی منابع آب زیر زمینی و اثرات تخریبی ناشی از آبشویی نیترات بر محیط زیست را با مدیریت صحیح و پیش‌بینی آینده کاهش داد. به علاوه، پساب به عنوان یک منبع دائمی آب و مواد مغذی موجب می‌شود تا محصولات کشاورزی در زمان نیاز، آب و کود کافی و مناسب در اختیار داشته باشند. با تعیین مقدار جذب نیترات توسط گیاه می‌توان این مقدار را با نیاز کودی گیاه مقایسه کرد و در صورت نیاز از کود به عنوان منبع مکمل غذایی برای گیاه استفاده نمود. بنابراین هدف از انجام این تحقیق، بررسی استفاده از پساب‌های خام و تصفیه شده برای آبیاری و شبیه‌سازی انتقال نیترات با استفاده از مدل HYDRUS در یک مزرعه ذرت بود.

## مواد و روش‌ها

مزرعه آموزشی و پژوهشی پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران واقع در کرج به عنوان منطقه مورد مطالعه در نظر گرفته شد. موقعیت جغرافیایی منطقه شامل طول جغرافیایی ۵۰ درجه و ۵۷ دقیقه شرقی و عرض جغرافیایی ۳۵ درجه و ۴۸ دقیقه شمالی با ارتفاع ۱۳۱۲ متر از سطح دریا است. برای آبیاری از پساب ورودی به تصفیه خانه اکباتان (پس از دانه‌گیری اولیه) و پساب تصفیه شده خروجی (پس از ته‌نشینی نهایی) استفاده گردید. کیفیت شیمیایی پساب‌های خام و تصفیه شده در جدول ۱ آمده است (۷). این مطالعه بر روی یک فصل کشت گیاه ذرت انجام شد. از آنجایی که خاک زراعی مناسب برای رشد ریشه ذرت در عمق بیش از ۶۰ سانتی‌متر مشاهده نشد، رشد ریشه حدوداً به این عمق محدود شد. مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک در اعماق مختلف در جدول ۲ آورده شده است. دور آبیاری ۷ روز و ساعت آبیاری ۱۲ ساعت در نظر گرفته شد. فصل رشد محصول ذرت ۹۸ روز بود. بنابراین تعداد آبیاری‌ها برابر ۱۴ بود. تاریخ کاشت و برداشت محصول به ترتیب ۲۰ خرداد و ۲۴ شهریور سال ۱۳۸۹ بود. در طول فصل رشد مقدار بارندگی ناچیز بود. مقدار تبخیر- تعرق (ET) توسط مدل CROPWAT (۱۸) محاسبه شد. تغییرات تبخیر-تعرق روزانه در طول فصل رشد در شکل ۱ آمده است. مقدار تبخیر-تعرق روزانه از ۱/۴۳ تا ۱۲/۳۳ میلی‌متر در روز

متغیر بود. شدت آب آبیاری (I) نیز برای این دوره با استفاده از رابطه (۱) محاسبه شد:

$$I = \frac{\sum_{n=1}^{T} ET}{\mu \times T} \quad (۱)$$

که در آن، $\mu$ راندمان کاربرد آبیاری می‌باشد که مقدار آن در این تحقیق ۰/۸ در نظر گرفته شد (نفوذ عمقی آب آبیاری برابر ۲۰ درصد است). T بیانگر ساعت آبیاری و n شماره روز است.

**جدول ۱- کیفیت شیمیایی پساب خام و تصفیه شده**

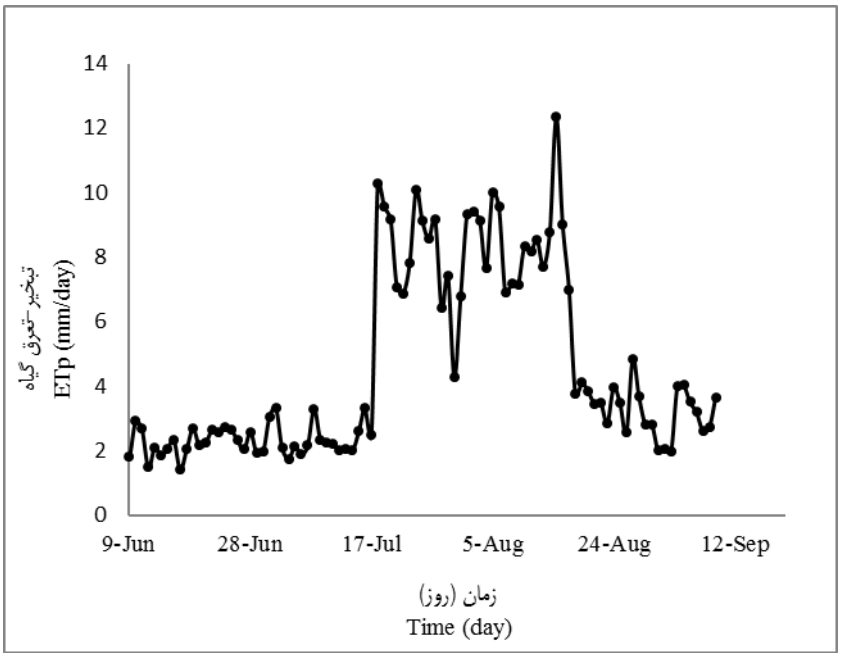
**Table 1- Chemical quality of raw and treated wastewater**

| پارامتر | واحد | پساب خام | پساب تصفیه شده |
|---|---|---|---|
| نیاز اکسیژن بیولوژیکی Biochemical oxygen demand | (mg/L) | 204.3 | 13.3 |
| نیاز اکسیژن شیمیایی Chemical Oxygen Demand | (mg/L) | 371.7 | 27 |
| قابلیت هدایت الکتریکی Electrical Conductivity | (ds/m) | 0.77 | 0.59 |
| اسیدیته (pH) | (-) | 7.12 | 6.99 |
| نسبت جذب سدیم Sodium Adsorption Ratio | $(meq/L)^{0.5}$ | 1.19 | 1.41 |
| نیتروژن- نیتراته ($NO_3$-N) | (mg/L) | 3.6 | 11.95 |
| نیتروژن- آمونیوم($NH_4$-N) | (mg/L) | 28.3 | 1.57 |
| فسفر- فسفات($PO_4$-P) | (mg/L) | 4.98 | 2.75 |
| کادمیم Cadmium | (mg/L) | 0.004 | 0.001 |
| نیکل Nickel | (mg/L) | 0.381 | 0.008 |

**جدول ۲- مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مزرعه آزمایشی**

**Table 2- Soil physical properties of experimental field**

| عمق Depth (cm) | اندازه ذرات خاک Soil particles (%) | | | رطوبت نقطه پژمردگی PWP ($g\ g^{-1}$) | رطوبت ظرفیت زراعی FC ($g\ g^{-1}$) | چگالی ظاهری Bulk Density ($g\ cm^{-3}$) | ماده آلی Organic matter (%) | قابلیت هدایت الکتریکی EC (dS/m) | اسیدیته pH (-) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | رس ٪ | سیلت ٪ | شن ٪ | | | | | | |
| 0-20 | 28.5 | 32.2 | 39.3 | 0.128 | 0.273 | 1.50 | 1.83 | 2.76 | 7.63 |
| 20-40 | 26.3 | 29.7 | 44.0 | 0.118 | 0.255 | 1.46 | 1.18 | 2.02 | 7.71 |
| 40-60 | 19.1 | 21.5 | 59.4 | 0.097 | 0.222 | 1.49 | 0.68 | 1.98 | 7.71 |




**شکل ۱- تغییرات تبخیر-تعرق ذرت در طول فصل رشد گیاه**

**Figure 1- Variation of maize evapotranspiration during crop growing season**

### مدل HYDRUS-1D

مدل HYDRUS-1D یکی از مدل‌های پیشرفته در ارتباط با حرکت یک بعدی آب، املاح و گرما در خاک می‌باشد. این مدل از حل عددی معادله ریچاردز (رابطه ۲) برای شبیه‌سازی جریان آب و انتقال املاح در خاک استفاده می‌کند.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left[K\left(\frac{\partial h}{\partial x} + \cos\alpha\right)\right] - S \qquad (۲)$$

که در آن، $\theta$ رطوبت حجمی ($L^3L^{-3}$)، t زمان (T)، $K(\theta)$ هدایت هیدرولیکی غیر اشباع خاک ($LT^{-1}$)، h مکش ماتریک (L)، $\alpha$ زاویه بین مسیر جریان و محور عمودی (برای حرکت عمودی در خاک $\alpha$=۰، برای حرکت افقی $\alpha$=۹۰ و برای سایر مسیرها ۰<$\alpha$<۹۰)، S جذب آب توسط ریشه ($L^3L^{-3}T^{-1}$) و X فاصله (L) است.

در این مدل، روابط متعددی برای توصیف مشخصات هیدرولیکی خاک نظیر منحنی رطوبتی و هدایت آبی غیر اشباع تعریف شده است. معمول‌ترین آن‌ها روابط وان گنوختن- معلم (۲۰) به شرح ذیل است:

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1+|\alpha h|^n]^m} & h < 0 \\ \theta_s & h \geq 0 \end{cases} \qquad (۳)$$

$$K(h) = K_s S_e^l \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m}\right)^m\right]^2 \qquad (۴)$$

$$m = 1 - \frac{1}{n} \qquad (۵)$$

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \qquad (۶)$$

که در آن، $\theta_s$ رطوبت اشباع، $\theta_r$ رطوبت باقیمانده، $\alpha$، m، n و l پارامترهای تجربی، $K_s$ هدایت هیدرولیکی اشباع و $S_e$ اشباع نسبی است.

برداشت آب توسط ریشه (ترم S در معادله ۲) براساس حجم آب برداشت شده توسط گیاه در واحد حجم خاک در واحد زمان تعیین می‌شود. در این مدل S، براساس رابطه فدس و همکاران (۶) به صورت زیر تعریف شده است:

$$S(h) = \alpha(h) S_p \qquad (۷)$$

که در آن، $\alpha(h)$ تابع تنش آبی (رابطه ۸) و $S_P$ شدت پتانسیل جذب آب می‌باشد.

$$\alpha(h) = \begin{cases} \frac{h-h_3}{h_2-h_3} & h_2 > h > h_3 \\ 1 & h_2 \geq h \geq h_1 \\ \frac{h-h_4}{h_1-h_4} & h_1 > h > h_4 \\ 0 & h_4 \geq h \text{ or } h \geq h_1 \end{cases} \qquad (۸)$$

با توجه به رابطه ۸، جذب آب در شرایط رطوبتی نزدیک به حالت اشباع و در نقطه پژمردگی برابر صفر فرض می‌شود. مقدار حداکثر جذب آب بین فشار $h_2$ و $h_3$ رخ می‌دهد، در حالی که در فشار بین $h_3$ و $h_4$ (یا $h_1$ و $h_2$)، جذب آب با تغییرات فشار به صورت خطی کاهش (یا افزایش) می‌یابد. مقدار $S_p$ در رابطه ۷، برابر نرخ جذب آب در طول دوره بدون تنش ($\alpha(h)$=1) است (۱۶). مقادیر پارامترهای آستانه در رابطه‌ی ۸ برای گیاه ذرت به ترتیب برابر، $h_1$=-15، $h_2$=-30، $h_{3(l)}$=-325، $h_{3(h)}$=-600 و $h_4$=-8000 می‌باشند (۲۳).

حرکت املاح در خاک براساس معادله زیر بیان می‌شود (۱۵):

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left[\theta D\left(\frac{\partial C}{\partial z}\right)\right] - \frac{\partial(qC)}{\partial z} \pm S_c \qquad (۹)$$

که در آن، C غلظت املاح ($M\ L^{-3}$)، D ضریب پخشیدگی نمک (ماده مورد نظر) در خاک ($L^2T^{-1}$)، $S_c$ ترم مربوط به جذب املاح توسط گیاه است.

همدمای جذب سطحی خطی یکی از ساده‌ترین همدماهای جذب می‌باشد و براساس معادله زیر بیان می‌شود:

$$S = K_d C \qquad (۱۰)$$

که در آن، S مقدار ماده‌ی جذب شده و C غلظت ماده‌ی مورد نظر در فاز مایع و $K_d$ ضریب توزیع است.

### شرایط اولیه و مرزی

شرط مرزی بالادست (سطح خاک) برابر جریان متغیر (variable flux) در نظر گرفته شد. زهکشی آزاد (free drainage) برای مرز پایینی در نظر گرفته شد. رطوبت اولیه خاک برابر با رطوبت در شرایط بحرانی (رطوبت خاک قبل از آبیاری) طبق رابطه ۱۱ در نظر گرفته شد و این مقدار به عنوان شرایط اولیه در مدل منظور شد.

$$(\theta_{fc} - \theta_{pwp}) \times MAD = (\theta_{fc} - \theta_c) \qquad (۱۱)$$

در این رابطه $\theta_{fc}$ و $\theta_{pwp}$ به ترتیب مقادیر رطوبت در حد ظرفیت زراعی و پژمردگی بر حسب درصد حجمی، MAD ضریب تخلیه مجاز رطوبتی و $\theta_c$ مقدار رطوبت بحرانی بر حسب درصد حجمی است.

### پارامترهای ورودی به مدل

#### پارامترهای هیدرولیکی خاک

پارامترهای هیدرولیکی خاک (ضرایب معادله وان‌گنوختن-معلم) توسط مدل ROSSETA که مدلی واقع شده درHYDRUS است و بر اساس شبکه عصبی کار می‌کند، تعیین شد. با وارد کردن داده‌های بافت خاک، درصد دانه بندی خاک، درصد رطوبت در حد ظرفیت زراعی و نقطه پژمردگی دائم پارامترهای هیدرولیکی خاک برآورد می‌شود. مقادیر عددی این پارامترها برای اجرای مدل HYDRUS ضروری می‌باشد. مقادیر عددی این پارامترها در جدول ۳ آمده است.

جدول ۳- پارامترهای هیدرولیکی خاک (ضرایب معادله وان‌گنوختن-معلم) در اعماق مختلف

Table 3- Soil hydraulic parameters (coefficients of van Genuchten-Mualem equation) at different depths

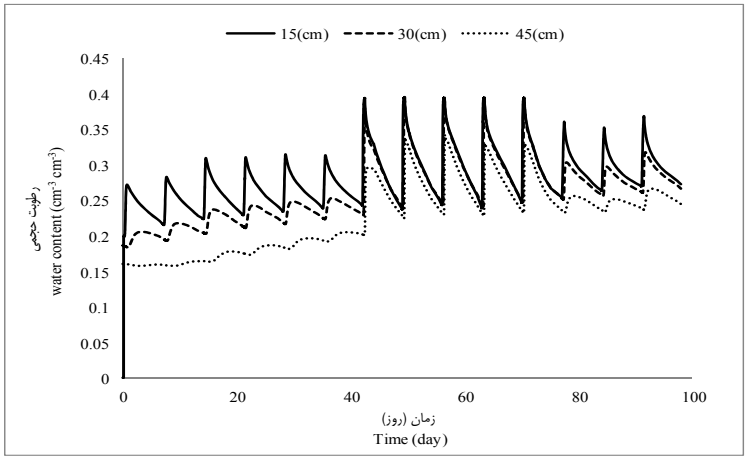
| عمق Depth (cm) | $\theta_r$ (-) | $\theta_s$ (-) | $\alpha$ ($cm^{-1}$) | m (-) | n (-) | $K_s$ ($cm\ day^{-1}$) | I (-) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 0-20 | 0.049 | 0.394 | 0.0101 | 0.275 | 1.38 | 11.83 | 0.5 |
| 20-40 | 0.046 | 0.399 | 0.0131 | 0.270 | 1.37 | 19.54 | 0.5 |
| 40-60 | 0.037 | 0.388 | 0.0183 | 0.259 | 1.35 | 33.09 | 0.5 |

**پارامترهای مربوط به انتقال نیترات**

نیترات به دلیل داشتن بار منفی به ندرت جذب ذرات خاک می‌شوند و بیشتر از طریق حرکت توده‌ایی آب در داخل خاک جابجا می‌شود (۲ و ۱۷). در این تحقیق جذب نیترات توسط گیاه به صورت فعال و غیر فعال توسط مدل در نظر گرفته شد. حداکثر غلظت نیترات در ترم جذب (cRoot) بین ۰/۱۵ تا ۰/۵۵ میلی‌گرم بر سانتی‌متر مکعب در طول دوره رشد گیاه متغیر است (۴). در این تحقیق (cRoot) برابر ۰/۳۵ میلی‌گرم بر سانتی‌متر مکعب در نظر گرفته شد. پتانسیل مصرف نیترات توسط ذرت با در نظر گرفتن دوره‌های مختلف رشد گیاه با توجه به باریوسف (۳) به عنوان داده ورودی به مدل وارد شد. تعیین اختلاف بین مقدار معدنی شدن نیتروژن و نیتروژن‌زدایی پیچیده است (۳، ۱۹). برای پرهیز از این پیچیدگی‌ها که میزان همبستگی و ارتباط بین آنها باید تعیین شود و همچنین با توجه به اینکه خاک منطقه دارای زهکشی خوب، مقدار اکسیژن بالا، مواد آلی و جمعیت باکتری‌های کم است، فرض شد که مقدار نیترات‌زدایی (دنیتریفیکاسیون) و معدنی شدن قابل صرف نظر کردن است (۴).

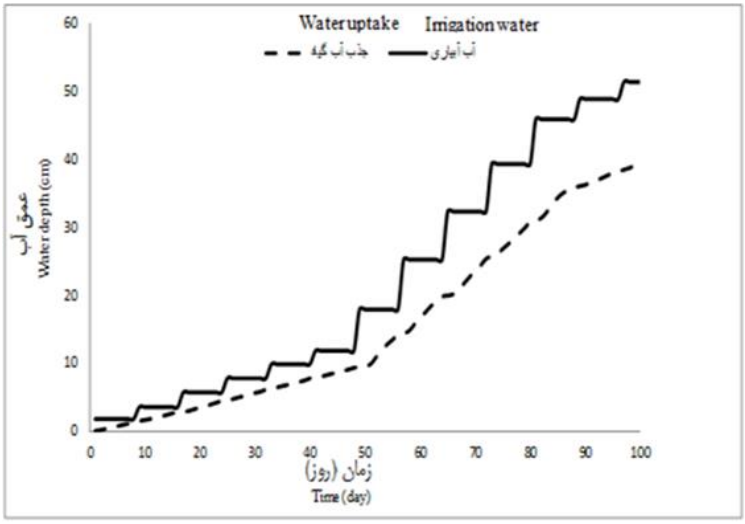
مشابه تحقیق ونگ و همکاران (۲۲) و تافته و سپاس‌خواه (۱۹)، در این تحقیق فرض شد نیتروژن موجود در خاک معدنی شده و مستقیماً به نیترات تبدیل می‌شود. بعلاوه با توجه به شرایط هوازی حاکم در هنگام انجام آزمایش و گرم بودن هوا شرایط لازم برای عمل نیترات‌زایی (نیتریفیکاسیون) وجود داشت. بنابراین فرض شد که آمونیوم در اثر پدیده نیترات‌زایی به نیترات تبدیل می‌شود. از آنجایی که نیترات و ذرات خاک دارای بار منفی هستند، مقدار ضریب جذب ($K_d$) برابر صفر در نظر گرفته شد. ضریب انتشارپذیری طولی ($D_L$) با توجه به آزمایشات انجام شده در منطقه برابر ۴/۱۶ سانتی‌متر در نظر گرفته شد (۴). مقدار پخشیدگی مولکولی نیترات ($D_w$) برابر ۱/۶۴ سانتی‌متر مربع بر روز است (۸).

خروجی‌های مورد استفاده از این مدل، تغییرات رطوبت و نیترات خاک در طول دوره رشد گیاه، جذب آب و نیتروژن-نیتراتی ($N\text{-}NO_3$) توسط گیاه و همچنین نفوذ عمقی آب آبیاری و آبشویی نیترات در شرایط کاربرد پساب‌های خام و تصفیه شده بود. صحت‌سنجی و اعتبارسنجی مدل HYDRUS-1D در شبیه‌سازی انتقال نیترات در داخل خاک در مزرعه مورد مطالعه در سال ۱۳۹۲ انجام شد (۴). در این تحقیق، پارامترهای واسنجی شده‌ی مربوط به ویژگی‌های هیدرولیکی و انتقال املاح خاک مزرعه به عنوان مقادیر ورودی به مدل مورد استفاده قرار گرفتند. در حقیقت، از مدل واسنجی شده HYDRUS برای این مزرعه به منظور شبیه‌سازی انتقال نیترات در نظر گرفته شد.

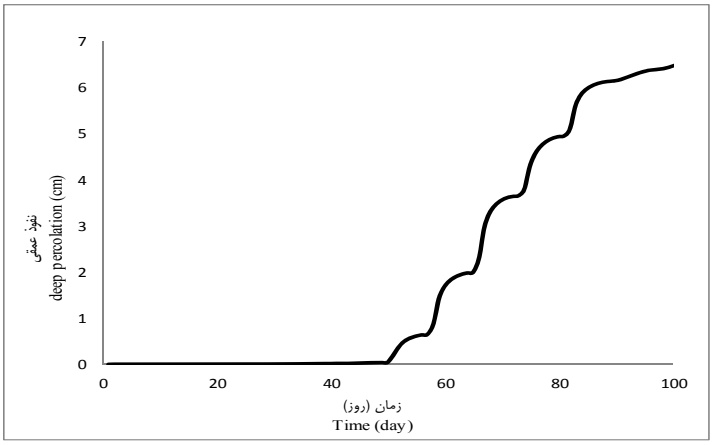



شکل ۲- مقادیر شبیه‌سازی شده رطوبت حجمی در عمق‌های ۱۵، ۳۰ ، ٤٥ سانتی متری در طول دوره رشد گیاه

Figure 2- Simulated water contents at depths of 15, 30 and 45 cm during the crop growing season




**شکل ٤- مقدار آب ورودی و آب جذب شده توسط گیاه در طول فصل رشد**
**Figure 4- Input water and crop water uptake during the crop growing season**



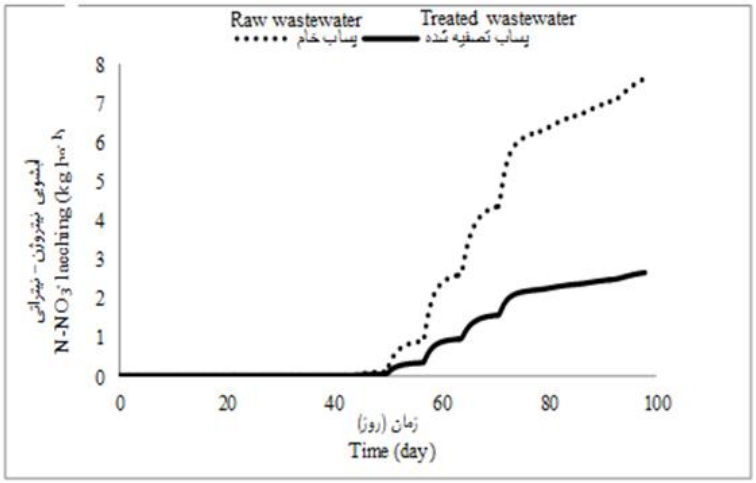

**شکل ۳- مقادیر شبیه‌سازی شده نفوذ عمقی تجمعی زیر عمق ٦٠ سانتی‌متر در طول دوره رشد گیاه**
**Figure 3-Simulated cumulative deep percolation below 60 cm depth during the crop growing season**

## نتایج و بحث

نتایج شبیه‌سازی پیشروی جبهه رطوبتی، نفوذ عمقی آب آبیاری، جذب نیتروژن توسط گیاه و آبشویی نیترات توسط مدل HYDRUS در شکل‌های ۲ تا ۷ آمده است. شکل ۲ نشان دهنده تغییرات رطوبت حجمی در طول فصل رشد گیاه در سه عمق ۱۵، ۳۰ و ۴۵ سانتی‌متری پروفیل خاک می‌باشد. رطوبت بعد از هر آبیاری افزایش یافت و تا زمانی که آبیاری بعد انجام شود، مقدار آن به تدریج کاهش یافت. با توجه به شکل ۲، تغییرات رطوبت با افزایش عمق، کاهش یافت که این به دلیل مقدار رطوبت بیشتر و در نتیجه تبخیر بیشتری است که در لایه‌های سطحی وجود دارد (۱۲). مقادیر تجمعی نفوذ عمقی آب آبیاری در روزهای مختلف بعد از کاشت گیاه ذرت در شکل ۳ آورده شده است. مقدار نفوذ عمقی تجمعی حدوداً ۴۳ روز پس از کاشت گیاه به سرعت افزایش پیدا کرد. این افزایش در مقدار نفوذ عمقی به دلیل عمق آبیاری بیشتری است که به دلیل افزایش رشد گیاه در اثر افزایش درجه حرارت بکار رفت. تافته و سپاس‌خواه (۱۹) افزایش سریع در نفوذ عمقی را برای گیاه کلزا ۱۹۰ روز پس از کاشت به دلیل افزایش مقدار آب آبیاری گزارش کردند. مقدار نفوذ عمقی در پایان ۹۸ روز به ۶/۹۸ سانتی‌متر می‌رسد. در ۴۳ روز اول شبیه‌سازی، مقدار رطوبت در لایه ۶۰ سانتی‌متری خاک ذخیره شده و نفوذ عمقی بسیار ناچیز بوده و کمتر از ۱ میلی‌متر بود.

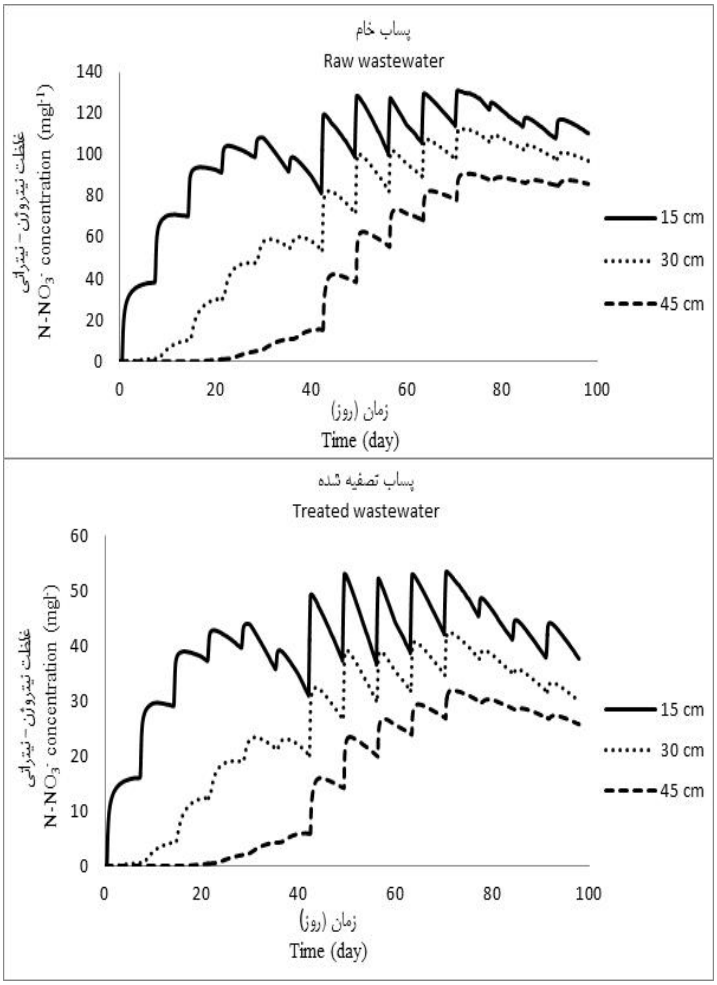
با توجه به شکل ۴، ۸۰ درصد از آب آبیاری توسط گیاه جذب شد و حدودا ۱۳ درصد نفوذ عمقی وجود داشت (شکل ۳) و در نتیجه ۷ درصد از آب آبیاری در پایان دوره رشد گیاه در داخل منطقه ریشه ذخیره شد. همان طور که در شکل ۵ مشاهده می‌شود با افزایش آب

آبیاری، مقدار آبشویی نیتروژن-نیتراتی نیز افزایش یافت.



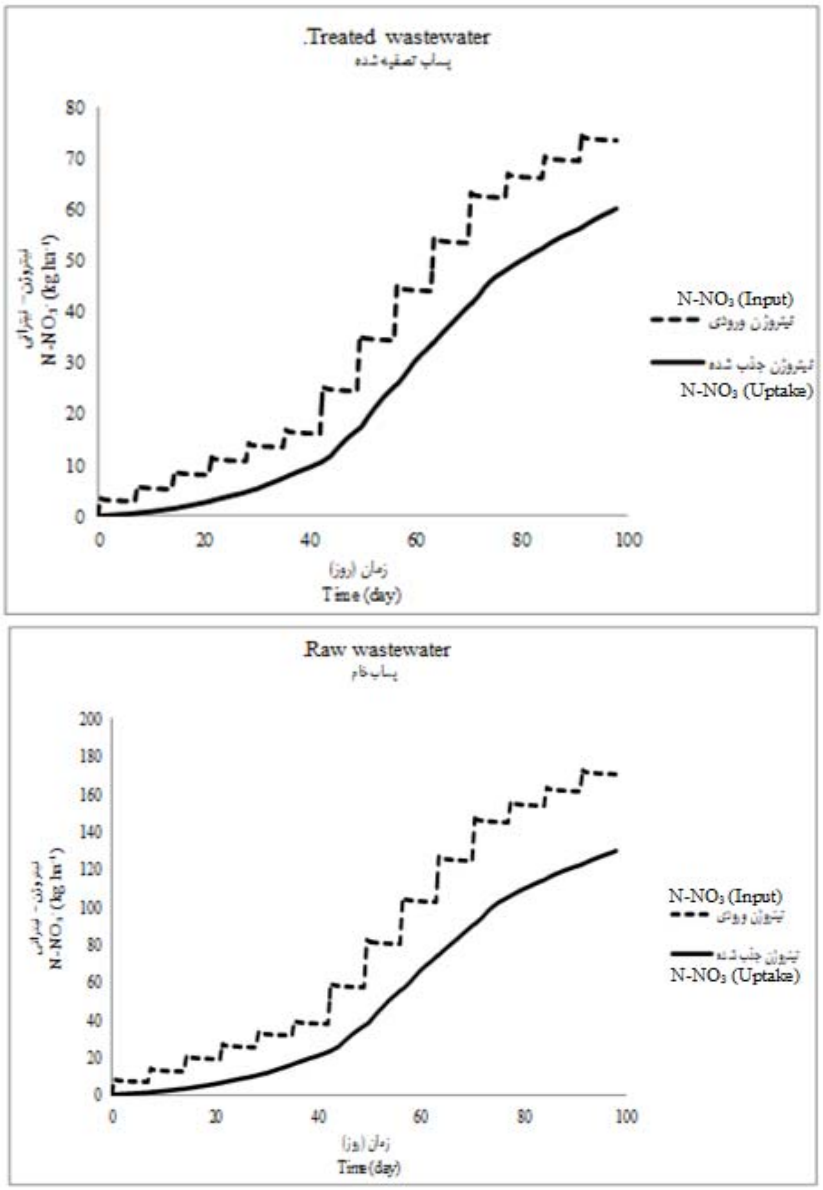

**شکل ۵- مقادیر شبیه‌سازی شده آبشویی نیتروژن- نیتراتی در شرایط کاربرد پساب خام و تصفیه شده**

**Figure 5- Simulated values of $N\text{-}NO_3^-$ leaching under raw and treated wastewater application**




**شکل ٦- غلظت شبیه‌سازی شده نیتروژن نیتراتی در خاک در طول دوره رشد گیاه در عمق ۱۵، ۳۰ و ٤٥ سانتی متر برای پساب تصفیه شده و خام**

**Figure 6- Simulated nitrate-nitrogen ($N\text{-}NO_3$) concentrations at 15, 30 and 45 cm depth for treated and raw wastewater during the crop growing season**




**شکل ۷- مقدار نیتروژن- نیتراتی ورودی به خاک و جذب شده توسط گیاه در پساب خام و تصفیه شده**

**Figure 7- Input nitrate-nitrogen ($N-NO_3$) into the soil and crop uptake values for treated and raw wastewater**

یانگ لی و همکاران (۸) نیز روند آبشویی نیتروژن-نیتراتی را مشابه آب نفوذ یافته گزارش کردند. بنابراین مدیریت مزرعه و تعیین مقدار آب آبیاری مورد نیاز گیاه می‌تواند از تلفات نفوذ عمقی آب آبیاری، آبشویی کود و مشکلات زیست محیطی ناشی از آبشویی نیترات در مناطقی که دارای آب زیر زمینی کم عمق هستند، جلوگیری کند. مقدار نیتروژن-نیتراتی تجمع یافته در زیر عمق توسعه ریشه در پایان دوره رشد گیاه برای پساب خام و تصفیه شده به ترتیب برابر ۷/۶۱ و ۲/۶۴ کیلوگرم در هکتار برآورد شد. شکل ۶ مقدار غلظت نیترات در سه عمق از خاک در طول دوره رشد گیاه را نشان می‌دهد. با افزایش عمق به دلیل جذب املاح توسط گیاه از مقدار غلظت نیترات کاسته می‌شود. شکل ۷ میزان جذب نیتروژن-نیتراتی توسط گیاه در نتیجه کاربرد پساب خام و تصفیه شده را نشان می‌دهد. روند جذب در مراحل اولیه رشد گیاه به آهستگی انجام شده و با افزایش در رشد گیاه، مقدار جذب نیتروژن- نیتراتی نیز افزایش یافته، سپس در مراحل پایانی رشد گیاه کاهش می‌یابد. مقدار نیتروژن- نیتراتی جذب شده توسط گیاه در انتهای فصل در پساب خام و تصفیه شده به ترتیب برابر ۱۳۰ و ۶۰ کیلوگرم در هکتار به دست آمد. با توجه به اینکه مقدار نیتروژن مورد نیاز ذرت در طول فصل رشد حدود

۲۰۰ کیلوگرم در هکتار است (۹)، با آبیاری با پساب خام تا حد زیادی می‌توان این نیاز را تامین کرد. نتایج شبیه‌سازی نشان می‌دهد که گیاه حدود ۷۶/۲ و ۸۱/۹ درصد از نیتروژن–نیتراتی وارد شده به خاک از طریق پساب خام و تصفیه شده را جذب کرد. حدود ۱۹/۴ و ۱۴/۵ درصد از نیتروژنی که از طریق آبیاری با فاضلاب خام و تصفیه شده وارد خاک شد، در انتهای فصل رشد در خاک ذخیره شد. فوگت و همکاران (۱۰) گزارش کردند که ۷/۷ درصد از نیتروژن– نیتراتی ورودی به خاک از طریق کود آبیاری در انتهای فصل رشد گیاه در خاک ذخیره می‌شود.

## نتیجه‌گیری کلی

در این تحقیق، مدل HYDRUS-1D برای شبیه‌سازی جریان آب و انتقال نیترات برای یک دوره رشد گیاه ذرت در شرایط کاربرد پساب‌های خام و تصفیه شده استفاده شد. نتایج حاصل از این مدل نشان داد، که به دلیل نفوذ عمقی اندک آب که حدود ۱۳ درصد آب آبیاری را تشکیل می‌دهد، مقدار آبشویی نیترات نیز بسیار ناچیز بود و دلیل آن، می‌تواند به علت ویژگی نیترات در عدم جذب توسط ذرات خاک و در ارتباط بودن با نفوذ عمقی آب آبیاری باشد. با توجه به اینکه با افزایش عمق به دلیل جذب املاح توسط گیاه از مقدار غلظت نیترات کاسته می‌شود، می‌توان از آبیاری با پساب به عنوان یک فرصت برای مقابله با خشکسالی و کمبود منابع آب استفاده کرد. مقدار نیتروژن– نیترات جذب شده توسط گیاه در انتهای فصل در پساب خام و تصفیه شده به ترتیب برابر ۱۳۰ و ۶۰ کیلوگرم در هکتار بود. بنابراین می‌توان از پساب‌ها به عنوان منبع غذایی برای گیاه استفاده کرده و مصرف کودهای شیمیایی و بالتبع آن اثرات زیست‌محیطی استفاده از آنها را کاهش داد. لذا مدل HYDRUS ابزار بسیار مفیدی برای توصیف و ارزیابی انتقال آلاینده‌های پساب می‌باشد، در حالی‌که انجام عملی آنها دشوار بوده و یا از نظر اقتصادی به صرفه نمی‌باشد.

## منابع


1. Alizadeh A., Haghnia Gh. H. and Naghibi A. 1997. The use of treated domestic wastewater in irrigation. p. 322-353. Proceedings of the Second National Congress of Soil and Water Issues, first volume. Department of Agriculture, the research, education and agricultural extension organization, 27-30 February 1997, Tehran. (in Persian).
2. Barber S.A. 1995. Soil Nutrient Bioavailability: A Mechanistic Approach. John Wiley & Sons, New York.
3. Bar-Yosef B. 1999. Advances in fertigation. Advances in Agronomy, 65:1-75.
4. Ebrahimian H., Liaghat A., Parsinejad M., Abbasi F. and Navabian M. 2012. Comparison of one- and two dimensional models to simulate alternate and conventional furrow fertigation. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 138(10): 929-938
5. FAO. 1992. Wastewater Treatment and Use in Agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, No. 47.
6. Feddes R.A., Kowalik P. J. and Zaradny H. 1978. Simulation of field water use and crop yield. John Wiley & Sons, New York.
7. Hassanoghli A.R., Mirabzade M. and Liaghat A. 2003. Use of domestic wastewater and sewage effluent in irrigation of agricultural crops and recharge of aquifers. PHD. Thesis, Tehran University. (in Persian with English abstract).
8. Li Y., Simunek J., Zhang Z., Jing L. and Lixiao N. 2015. Evaluation of nitrogen balance in a direct-seeded-rice field experiment using Hydrus-1D. Agricultural Water Management, 148:213-222.
9. Malakouti J., and Gheibi M.N. 2001. Determination of critical levels of nutrients in the soil, plants and fruit in order to increase yield and quality of strategic products. Publication of agricultural education, Iran. (in Persian).
10. Phogat V., Skewes M.A., Coxa J.W., Alamc J., Grigsona G. and Simunek J. 2013. Evaluation of water movement and nitrate dynamics in a lysimeter planted with an orange tree. Agricultural Water Management, 127:74-84.
11. Pouryazdankhah H. and Khaledian M.R. 2013. Improving Model Efficiency of HYDRUS-2D by Considering Temporal Variability in Soil Hydraulic Properties. Journal of Water and Soil, 26(6):1440-1449. (in Persian with English abstract).
12. Ramos T.B., Simunek J., Goncalves M.C., Martins J.C., Prazeres A., Castanheira N.L. and Pereira L.S. 2011. Field evaluation of a multicomponent solute transport model in soils irrigated with saline waters. Journal of Hydrology, 407:129-144.
13. Ramos T.B., Simunek J., Goncalves M.C., Martins J.C., Prazeres A. and Pereira L.S. 2012. Two-dimensional modelling of water and nitrogen fate from sweet sorghum irrigated with fresh and blended saline waters. Agricultural Water Management, 111:87–104.
14. Shekofteh H., Afyuni M., Hajabbasi M.A., Iversen B. V., Nezamabadi-Pour H., Abassi F. and Shirani H. 2013. Modeling of Nitrate Leaching from a Potato Field using HYDRUS-2D. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 44(20):2917-293.

15. Simunek J., Sejna M. and van Genuchten M.T. 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated, media, Version 2.0, IGWMC-TPS-70, Int. Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Co.
16. Simunek J., van Genuchten M. and Sejna M. 2005. The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media, Version 3.0, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, CA.
17. Simunek J. and Hopmans J.W. 2009. Modeling compensated root water and nutrient uptake. Ecological Modelling, 220:505-521.
18. Smith M. 1992. CROPWAT: A computer program for irrigation planning and management. FAO Irrigation and Drainage. Paper 46. FAO, Rome.
19. Tafteh A. and Sepaskhah A.R. 2012. Application of HYDRUS-1D model for simulating water and nitrate leaching from continuous and alternate furrow irrigated rapeseed and maize fields. Agricultural Water Management, 113:19-29.
20. Van Genuchten M.T. 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil science society of America journal, 44(5):892-898.
21. Vazquez-Montiel O., Horan N. and Mara D. 1996. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. Water Science and Technology. 33(10-11): 355-362.
22. Wang H., Ju X., Wei Y., Li B., Zhao L. and Hu K. 2010. Simulation of bromide and nitrate leaching under heavy rainfall and high-intensity irrigation rates in North China Plain. Agricultural Water Management, 97:1646-1654.
23. Wesseling J. G. 1991. Meerjarige simulaties van grondwateronttrekking voo verschillende boden profielen, grondtrappen en gewassen met het model SWATRE (in Dutch). Report 152. Winand Staring Centre, Wageningen.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 785-796

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۹۶-۷۸۵

# Evaluation of Nitrate Leaching and Nitrogen Uptake by Maize Under Irrigation with Raw and Treated Wastewater

**M. Amini[1]- H. Ebrahimian[2]***

Received: 27-01-2016
Accepted: 07-12-2016

**Introduction:** Water scarcity is an important challenge worldwide, especially in arid and semi-arid regions. Water-scarce countries will have to rely more on the use of non-conventional water resources to partly alleviate water scarcity. The reuse of wastewater for irrigation is considered to be beneficial for crop production, and due to its nitrogen and phosphorus content, it can help to reduce the requirements for commercial fertilizers. However, under certain conditions, this type of water if not well managed, can have negative impacts on cultivated crops and soils, particularly on soil salinity and sodicity, and may pollute groundwater, as a result of high nitrogen concentration of most treated wastewater. Besides nitrogen (N) contamination of surface and ground waters has become a serious and global environmental problem. The risk of groundwater contamination by N depends largely on the N input to agricultural fields in the form of inorganic fertilizers and on its effective use of agricultural crops. Improvement of irrigation and nitrogen application management during the growing period can be achieved using mathematical models. The goal of this study was to assess the effects of irrigation with raw and treated wastewater by using the HYDRUS-1D model for simulation of water and nitrate transport in a maize field.

**Materials and Methods:** The experimental station of the College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, was considered as a case study. The information of maize growing season in 2010, as well as raw and treated wastewater of *Ekbatan* housing complex was considered as a source of irrigation water for simulation of water and nutrient movements in the soil by HYDRUS-1D software package. HYDRUS-1D numerically solved the Richards equation for describing the variably-saturated water flow in a radially symmetric domain and the convection-dispersion equation for solute transport. The soil hydraulic properties were described using the *van Genuchten-Mualem* model. Since the direct measurement of soil hydraulic parameters in the field or laboratory is time consuming and costly, they were estimated using the ROSETTA model, using particle size and bulk density data determined on soil samples taken from depths of 0-20, 20-40, 40-60 cm.

**Results and Discussion:** The results showed that water contents increased after any irrigation event, and then decreased gradually during the following hours and days, until the next irrigation took place. Deeper depths showed smaller water content variations since root water uptake and soil evaporation were more pronounced at shallower depths. Simulated plant water uptake was estimated to be 80% of the water application, indicating the high irrigation efficiency of the system. Cumulative deep percolation (DP) values increased rapidly at around 43 days after planting. This is obtained due to higher irrigation water depth applied at irrigation events after this time because of rapid growth of maize crop that is occurring due to increase air temperature at this time. Simulated deep percolation reached 6.98 cm which is 13% of the total amount of water applied during the growing season. Simulation results showed that N leaching at 60 cm depth for about 7.61 and 2.64 kg N $ha^{-1}$ for raw and treated wastewater, respectively. Nitrogen concentration for raw and treated wastewater decreased due to root nutrient uptake. The results also showed that the crop N uptake was 76.2% and 81.9% of total N input (TNI) during the growing season, while 19.4% and 14.5% of TNI was retained in the soil at the end of the season for raw and treated wastewater, respectively.

**Conclusion:** The HYDRUS-1D model was used to simulate the transport of $N\text{-}NO_3^-$ under the raw and treated wastewater application in the soil. Simulation results provided detailed moisture and N regime, as well as bottom boundary flux for percolation and N leaching estimation. N leaching is closely correlated with vertical water flow. The N leaching distributions at the bottom of the soil profile (60 cm) are similar to the corresponding water flux distributions. The results also showed that the crop N uptake was 130 and 60 kg N $ha^{-1}$ during the

1, 2- Gradute Student and Associate Professor, Department of Irrigation and Reclamation Engineering, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Respectively
(*-Corresponding Author Email: ebrahimian@ut.ac.ir)

growing season for raw and treated wastewater, respectively. As the results showed wastewater can use as a source of N for crops and it can help to reduce the requirements for commercial fertilizers, and decrease their negative environmental impacts. It is suggested that the model parameters can be measured practically, in order to be used for model calibration and validation. Besides, the simulation can be done for a longer period of time to evaluate the effect of rainfall and different cultivations on solute transport.

**Keywords:** Deep percolation, HYDRUS, Nitrate-nitrogen, Non-conventional water, Wastewater

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۱۴-۷۰۱

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 701-714

# تخصیص بهینه آب برای آبیاری تکمیلی مزارع گندم و جو دیم درزیرحوضه‌های منطقه کامیاران

رضا سعیدی[۱*]- هادی رمضانی اعتدالی[۲]- امیر صمدی[۳]- علیرضا توکلی[٤]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۱۵
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۰/۰۵

## چکیده

با افزایش نیاز به تولید غذا و کاهش منابع آبی، می‌توان با بررسی اراضی دیم از نظر خصوصیات توپوگرافی، دسترسی به منابع آبی و تخصیص بهینه منابع آب موجود، میزان تولید را با انجام آبیاری تکمیلی افزایش داد. در این مطالعه، پتانسیل‌یابی اراضی دیم منطقه کامیاران برای انجام آبیاری تکمیلی، با انتخاب اراضی دیم دارای شیب کمتر از ۸ درصد و مجاورت با رودخانه‌های فصلی صورت گرفت. منابع آبی نیز برای انجام آبیاری بهاره (۵۰ میلی‌متر در ماه‌های فروردین و اردیبهشت)، آبیاری پاییزه (۷۵ میلی متر در ماه‌های آبان و آذر) و جفت آبیاری (مجموع آبیاری بهاره و پاییزه) در نظر گرفته شد. بهینه‌سازی برای برآورد سطوح زیر کشت بهینه و به منظور افزایش سود خالص در زیرحوضه‌های کامیاران انجام شد. با توجه به حجم متفاوت منابع آبی قابل دسترس، یک زمان مشخص برای انجام آبیاری تکمیلی در تمام زیر حوضه‌ها تعیین نگردید. در زیر حوضه‌های A، B، C آبیاری پاییزه گندم، در زیر حوضه های E، F و INT آبیاری بهاره و پاییزه گندم و آبیاری پاییزه جو و در زیرحوضه D، آبیاری بهاره و پاییزه گندم، توسط مدل بهینه‌سازی پیشنهاد شد. با اجرای مدل بهینه‌سازی در اراضی با شیب کمتر از ۸ درصد، برای سال زراعی ۹۴-۱۳۹۳، مجموع تولید گندم و جو به‌ترتیب ۴۷/۵ و ۱۰/۵ درصد، مجموع سود خالص گندم و جو ۸۵ درصد و بهره وری آب برای دو محصول گندم و جو، به ترتیب ۷۴/۸ و ۴۴/۵ درصد، نسبت به کشت مطلق دیم افزایش داشته است.

**واژه‌های کلیدی:** آبیاری تکمیلی، بهینه‌سازی، سودخالص، کامیاران

## مقدمه

کاهش کمیت و کیفیت منابع آب قابل دسترس برای کشاورزی در ایران، موجب شده است که در برنامه ریزی های آبیاری، به اصلاح الگوی مصرف و تخصیص بهینه آب اهمیت داده شود. با توجه به محدودیت افزایش سطح زیر کشت به دلیل محدودیت منابع آبی و با عنایت به افزایش روز افزون جمعیت ضروری است تا با اجرای طرح‌های تحقیقاتی، در جهت افزایش محصول در واحد سطح گام‌های مؤثری برداشته شوند (۲). در برخی نقاط کره زمین به دلیل موقعیت خاص جغرافیایی، تنش‌های محیطی در تولید محصولات کشاورزی تأثیر بیشتری دارند و کشاورزی در آن مناطق با تحمل هزینه بیشتر و بازده کمتر صورت می‌گیرد. لذا توجه ویژه به شرایط اقلیمی، به عنوان یکی از عوامل تعیین کننده تولید محصولات کشاورزی باید مدنظر قرار گیرد (۶). بخش اعظم اراضی کشور ایران، جزء مناطق خشک و نیمه خشک طبقه بندی می شوند و در این نواحی مهمترین منبع محدود کننده برای افزایش عملکرد تولیدات کشاورزی، کمبود آب می‌باشد. از این‌رو، افزایش بهره‌وری آب در مقایسه با محصول تولیدی در واحد سطح، بهترین راهکار برای سامانه های زراعی دیم می باشد (۸). گندم در ایران دارای سطح زیرکشت قابل توجهی بوده و افزایش محصول آن مورد توجه قرار گرفته است. در قسمت زیادی از اراضی کشور، به دلیل عدم دسترسی کافی به منابع آب و عدم آبیاری کافی، تنش رطوبتی در مرحله پر شدن دانه اتفاق افتاده و در نتیجه تولید کاهش می‌یابد.

تنش خشکی مهمترین عامل کاهش دهنده عملکرد است که در طول دوره رویش و به‌ویژه در مراحل انتهایی رشد، به وقوع می‌پیوندد (۹). در چنین شرایطی، برای حصول نتیجه رضایت بخش از زراعت گندم دیم، می توان با توجه به منابع آبی موجود، با انجام آبیاری حتی به صورت محدود، در یک مرحله و یا مراحلی از رشد گیاه، به منظور کاهش یا حذف تنش رطوبتی، به عملکرد قابل قبولی دست یافت (۲). حدود ۷۰۰ الی ۸۵۰ هزار هکتار از اراضی زیر کشت گندم ایران که

۱-دانشجوی دکتری مهندسی آبیاری و زهکشی، دانشگاه بین المللی امام خمینی (ره)، قزوین
(*- نویسنده مسئول: Email: saeidi@org.ikiu.ac.ir)
۲ و ۳- استادیاران گروه مهندسی آب، دانشگاه بین المللی امام خمینی (ره)، قزوین
۴- عضو هیات علمی (دانشیار پژوهش)، موسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.54809

عمدتاً در استان‌های سردسیر و معتدل کوهستانی قرار دارند، بیش از دو آب برای آبیاری ندارند و کشاورزان در این مناطق معمولاً از ارقام دیم و در سطح بسیار کم از ارقام گندم آبی برای کاشت استفاده می‌کنند (۱۶). اعمال آبیاری تکمیلی روش مناسبی در بهبود و افزایش عملکرد محصولات دیم و استفاده صحیح و به موقع از آب می‌باشد.

بنابراین اگر زمان آبیاری درست و خوب هدف گزاری شود، می تواند قسمتی از مشکل را که افزایش بهره وری مصرف آب است، حل نماید (۲۱). منظور از آبیاری تکمیلی، کاربرد مقدار محدودی آب در زمان توقف بارندگی است تا آب کافی جهت رشد بوته‌ها و افزایش و عملکرد دانه تأمین گردد. بدیهی است که این مقدار آب مصرفی، به تنهایی برای تولید گیاه زراعی کافی نیست. بنابراین از ویژگی‌های ضروری آبیاری تکمیلی، تکمیل عملیات آبیاری با آب حاصل از باران است (۱۲). آبیاری تکمیلی نقش کلیدی در تولید گیاهان در کشورهای مختلف دنیا دارد، به طوری که این روش هم اکنون ۸۰ درصد مناطق تحت کشت دنیا و ۶۰ درصد تولید جهانی را به خود اختصاص داده است. در مناطق خشک و نیمه خشک دنیا شامل غرب آسیا و شمال آفریقا، محدوده تولید گندم بسته به مقدار و توزیع بارندگی از ۰/۶ تا ۱/۵ تن در هکتار در نوسان است. در این شرایط، عملکرد و راندمان کاربرد آبیاری تکمیلی افزایش معنی داری نسبت به شرایط دیم داشته است (۷).

بطور اساسی آبیاری تکمیلی بدین منظور انجام می‌شود که در زمان فراهم بودن آب، بتوان تعرق طبیعی گیاه را افزایش داد. تحقیقات انجام شده در ایران نشان می‌دهد که آبیاری در زمان کاشت، در واقع روشی برای جلو انداختن رشد و استفاده از بارش‌های پاییزه است و تک آبیاری در مرحله گلدهی، روشی برای کنترل تنش رطوبتی ناشی از قطع بارش‌های خرداد می‌باشد (۱۹). در ایران، به دلیل اینکه بازاری برای آب وجود نداشته و خرید و فروش آب رایج نیست و از سوی دیگر، اراضی دیم عمدتاً در مجاورت اراضی آبی هستند، امکان تخصیص آب صرفه جویی شده در اراضی آبی به آبیاری محدود زراعت دیم، مورد توجه قرار گرفته است (۱۴).

مقایسه عملکرد گندم تحت سیستم‌های آبیاری تکمیلی و شرایط دیم نشان می‌دهد که آبیاری تکمیلی می‌تواند تولید گندم را در مقایسه با شرایط دیم ۱۲۸ درصد افزایش دهد (۵). آبیاری در مرحله حساس رشد گندم مانند مرحله حجیم شدن غلاف برگ پرچم گندم موجب افزایش عملکرد تا ۲۳ درصد گردیده است (۳). بنابراین با توجه به حساسیت مراحل گلدهی و پر شدن دانه، این مراحل رشد در گیاهان گندم و جو برای انجام آبیاری تکمیلی توصیه می گردند (۱). تحقیقات در غرب آسیا و شمال آفریقا نشان داده است که متوسط کارایی مصرف آب بارش در تولید گندم دیم حدود ۰/۳۴ کیلوگرم بر متر مکعب آب و برای آبیاری کامل گندم ۰/۷۵کیلوگرم بر متر مکعب آب است و با اعمال آبیاری تکمیلی، متوسط کارایی مصرف آب تا حدود ۲/۲۱ کیلوگرم بر متر مکعب آب افزایش پیدا می‌کند (۱۰). رمضانی اعتدالی و همکاران (۱۵) اعلام کردند که به ترتیب ۷۸۳۰، ۸۵۸۰، ۸۳۰۰، ۵۷۵۰ و ۴۲۸۰ هکتار از اراضی دیم در فواصل ۲، ۴، ۶، ۸ و ۱۰ کیلومتری از شبکهٔ آبیاری دشت قزوین، پتانسیل مدیریت آبیاری تکمیلی را دارند. همچنین نتایج مدل بهینه سازی در تحقیق ایشان نشان داد که میزان افزایش سود با مدیریت جدید تخصیص آب در صورت انتقال آب تا فواصل ذکر شده، به ترتیب ۱۱/۲، ۱۳/۵، ۱۹/۲، ۱۶/۶ و ۱۵/۸ درصد خواهد بود.

با توجه به اینکه در استان کردستان، حجم قابل توجهی از نزولات آسمانی، بدون بهره برداری از طریق رودخانه های مختلف از استان خارج می‌گردد، پیش‌بینی می‌شود اگر تمهیداتی در راستای مهار این آب ها و استفاده از آن ها برای آبیاری تکمیلی صورت گیرد، افزایش تولید گندم و جو دیم را به همراه خواهد داشت. هدف از این مطالعه نیز تخصیص بهینه آب رودخانه های منطقه کامیاران به اراضی دیم مجاور آن ها، برای آبیاری تکمیلی مزارع دیم گندم و جو می باشد. بنابراین با توجه به ظرفیت منابع آبی در زمان آبیاری تکمیلی و مساحت اراضی دیم دارای پتانسیل آبیاری تکمیلی در هر زیرحوضه، سطوح زیرکشت هر محصول با هدف افزایش سود خالص تعیین می‌گردد.

## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد نظر و محدوده حریم رودخانه های منطقه کامیاران، در ۳۴ درجه و ۴۷ دقیقه عرض شمالی و ۴۶ درجه و ۵۴ دقیقه طول شرقی با مساحت ۳۲۶۲۴۷ هکتار، در شهرستان کامیاران استان کردستان واقع گردیده است. شکل (۱) موقعیت شهرستان کامیاران و منطقه مطالعاتی را در کشور ایران و استان کردستان نشان می‌دهد.

از لحاظ اقلیمی و طبیعی، این منطقه کوهستانی بوده و دارای دشت‌های مرتفع و دره‌های وسیع می‌باشد. اقلیم کامیاران متأثر از توده‌های هوای گرم و مرطوب مدیترانه‌ای است که این توده‌ها موجب بارندگی هایی در بهار و ریزش برف در زمستان شده است. متوسط میزان بارندگی سالانه در شرایط عادی اقلیمی این استان، به طور متوسط بین سال های ۱۳۵۳ تا ۱۳۸۸ معادل ۵۰۰ میلی متر می‌باشد. بر اساس نقشه های خاک‌شناسی و طبقه‌بندی اراضی، محدوده مورد مطالعه از ۶ تیپ فیزیوگرافی شامل کوهستان، تپه، دشت‌های دامنه‌ای، تراس‌های مرتفع، واریزه‌های بادبزنی‌شکل سنگریزه‌دار و دشت‌های سیلابی رودخانه‌ای تشکیل شده است.

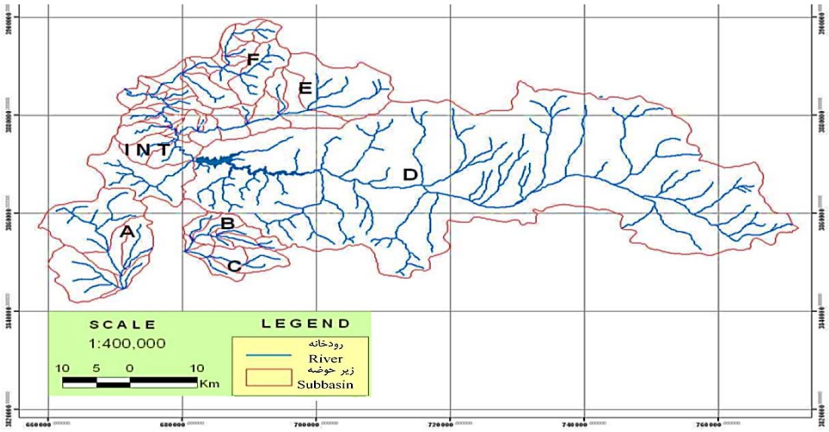



**شکل ۱-موقعیت جغرافیایی شهرستان کامیاران**

**Figure 1- The geographical location of Kamyaran city**

به دلیل وجود آب نسبتاً کافی و عریض بودن نسبی بستر رودخانه و خاک آبرفتی حاصلخیز در این منطقه، زراعت و باغداری دارای رونق نسبتاً خوبی می باشد. باغهای گردو، زراعت گندم و جو و گیاهان علوفه ای از جمله یونجه، ذرت و صیفی جات در این مناطق رایج است. گندم و جو محصولات غالب کشت دیم این منطقه می باشد (۴). در استان کردستان، زمان کشت گندم و جو در شرایط دیم، از اول مهر تا آخر مهر می باشد. مناسب ترین رقم مورد کشت گندم وجو به ترتیب سرداری و انصار می‌باشد. در این استان، برداشت جو از اوایل خرداد و برداشت گندم از اوایل تیر آغاز می شود. بذر مورد نیاز در واحد هکتار برای کاشت گندم ۱۴۰ تا ۱۵۰ کیلوگرم و برای کاشت جو ۱۳۰ تا ۱۴۰ کیلو گرم اعلام شده است (۱۱).

رودخانه‌های موجود در این منطقه شامل رودخانه های یغباسی، وندرنی، الک، رمشک، قصریان و گاورود، حد فاصل سد گاوشان تا محل تلاقی با رودخانه قصریان، مورد مطالعه قرار گرفته‌اند. شکل (۲) موقعیت رودخانه ها و زیرحوضه های مورد مطالعه در محدوده طرح را نشان می‌دهد.




**شکل ۲-موقعیت حوضه، زیرحوضه‌ها و رودخانه‌های منطقه کامیاران**

**Figure 2- Location of basin, sub-basins and rivers in Kamyaran region**

## منابع آبی موجود

برای برآورد دبی رودخانه‌های منطقه، اقدام به شناسایی و بررسی ایستگاه های هیدرومتری با سابقه و دارای آمار مناسب مناطق مجاور حوضه مورد مطالعه گردید و از آمار آن‌ها استفاده شد. برای تهیه آمار دبی ماهانه رودخانه‌های مجاور به مناطق تحت کشت دیم، از آمار ایستگاه بیار (بر روی رودخانه رازآور) برای زیرحوضه‌های A، B و C، ایستگاه گاوشان برای زیر حوضه D، ایستگاه تونل رمشت برای زیر حوضه E و ایستگاه شیلان-آب شیلان برای زیر حوضه F استفاده شده است. دبی آب رودخانه ها در ماه های مورد نظر بر اساس جدول (۱) است.

جدول ۱- دبی رودخانه‌های هر زیرحوضه در زمان آبیاری تکمیلی (مترمکعب بر ثانیه)

Table 1- Discharge of rivers in each sub-basinsat supplementary irrigation period ($m^3/s$)

| زیرحوضه Sub-basin | ایستگاه Station | فروردین April | اردیبهشت May | آبان November | آذر December |
|---|---|---|---|---|---|
| A,B,C | بیار Biar | 0.7 | 1.53 | 0.07 | 0.16 |
| E | تونل رمشت Ramesht Tunnel | 0.97 | 0.515 | 0.412 | 0.256 |
| F | شیلان-آب شیلان Shilan- ab shilan | 0.88 | 0.5 | 0.14 | 0.37 |
| D | گاوشان Ghavoshan | 1.87 | 2.93 | 0.6 | 0.42 |
| INT | سد مخزنی گاوشان Ghavoshan storage dam | 27.55 | 7.56 | 0.972 | 4.34 |

## پتانسیل‌یابی اراضی

مساحت حوضه‌های آبخیز و واحدهای هیدرولوژیکی در کامیاران، توسط سیستم اطلاعات جغرافیایی GIS و از روی نقشه های ۱:۵۰۰۰۰ محاسبه شد. انجام آبیاری تکمیلی در زمین های دیم نزدیک به منابع آبی و دارای شیب کمتر از ۸ درصد امکان‌پذیر است (۱۳، ۱۴ و ۱۵). مساحت زمین های دارای این قابلیت در زیر حوضه‌های A، B، C، D، E، F و INT به ترتیب برابر با ۱۲۵/۳۹، ۱۵/۵۲، ۱۸/۱۱، ۱۱۱۱/۲۶، ۹۶/۵۱، ۴۸/۱۳ و ۴۹/۵۵ کیلومترمربع تعیین شد.

تابع هدف

هدف از این مطالعه، افزایش عملکرد و به تبع آن سود حاصل از زراعت دیم، از طریق تعیین سطوح کشت بهینه گندم و جو برای تک آبیاری موقع کاشت، تک آبیاری بهاره و جفت آبیاری است. در این تحقیق برای تابع هدف، از مفهوم سود خالص استفاده شده است (رابطه ۱):

$$OF: Maximize\ NB = \sum_{i=1}^{n}\sum_{m=1}^{4}(B_{i,m} - C_{i,m}) \quad (۱)$$

که در آن:

$$B_{i,m} = A_{i,m} \times Y_{i,m} \times P_i \quad (۲)$$

$$C_{i,m} = A_{i,m} \times CC_i + A_{i,m} \times Y_{i,m} \times CW_i + A_{i,m} \times D_{i,m} \times 10 \times CW + A_{i,m} \times IN_{i,m} \times CI \quad (۳)$$

در تابع هدف فوق، درآمدها (Bi,m) شامل درآمد محصول در مدیریت‌های مختلف آبیاری است. درآمد محصول اصلی هر گیاه از حاصل-ضرب سطح زیر کشت گیاه در مدیریت‌های مختلف (Ai,m) در عملکرد محصول اصلی در واحد سطح همان گیاه و همان مدیریت (Yi,m) در قیمت محصول اصلی هر گیاه (Pi) به دست می آید. هزینه های هر محصول در هر مدیریت آبیاری (Ci,m) نیز شامل هزینه های ثابت در واحد سطح برای هر گیاه (CCi) و هزینه های متغیر کشاورزی شامل هزینه جمع آوری و انتقال هر محصول به مراکز فروش (CWi) و هزینه آب بها به ازای هر متر مکعب (CW) و هزینه هر نوبت آبیاری بر هکتار (CI) است. در این تابع هدف، i شمارش گر محصولات مختلف زراعی دیم و m شمارش گر نوع مدیریت آبیاری شامل دیم، تک آبیاری بهاره، تک آبیاری کاشت و جفت آبیاری است. در این مطالعه، رقم مورد استفاده در کشت و مدیریت زراعی بکار گرفته شده در شرایط دیم، با شرایط آبیاری تکمیلی هیچ گونه تفاوتی ندارد. همان طور که قبلاً اشاره شد، بررسی تأثیر آبیاری تکمیلی (در زمان های مورد نظر) در کشت دیم، بر میزان عملکرد محصول و بهره وری آب در کشاورزی، از اهداف این طرح است.

## قیود و محدودیت‌ها

مهمترین محدودیت قابل توجه، شیب زمین های کشاورزی می باشد. بر اساس جدول (۲) تمام زمین های دارای شیب کمتر از ۸ درصد، برای کشت دیم و انجام آبیاری تکمیلی مناسب دیده شده‌اند. بنابراین در هر زیر حوضه، کل مساحت تحت کشت گندم و جو دیم که پتانسیل آبیاری تکمیلی را ندارند نباید از کل مساحت محدود به شیب زیر ۸ درصد بیشتر شود. بر اساس آمارنامه محصولات زراعی (۱۸)، نسبت گندم به جو کاشته شده در اراضی دیم، ۳ به ۱ است. بنابراین مساحت کشت های دیم گندم و جو، به ترتیب باید کمتر یا مساوی ۷۵ درصد و ۲۵ درصد مساحت اراضی دارای شیب کمتر از ۸ درصد در هر زیرحوضه باشد. در نهایت با بهینه سازی سطوح زیرکشت هر محصول در هر زیرحوضه و در هر مدیریت آبیاری، درآمد خالص حاصل از کشت دیم افزایش پیدا خواهد کرد.

**جدول ۲- مساحت اراضی دارای شیب کمتر از ۸ درصد در هر زیرحوضه**

**Table 2- Area of lands with slope later than 8 percent in each sub-basin**

| زیر حوضه (Sub-basin) | مساحت (Area ($Km^2$)) | اراضی با شیب کمتر از ۸ (Lands with slopes less than 8 ($Km^2$)) | نسبت اراضی با شیب کمتر از ۸ درصد (Ratio of land with slope of less than 8 perecent (%)) |
|---|---|---|---|
| A | 275.61 | 125.39 | 45.5 |
| B | 64.22 | 15.52 | 24.2 |
| C | 66.14 | 18.11 | 27.4 |
| E | 303.94 | 96.52 | 31.75 |
| F | 209.38 | 48.13 | 23 |
| D | 2065.79 | 1111.26 | 53.79 |
| INT | 266.35 | 49.55 | 18.6 |

علاوه بر این، تأمین منابع آب آبیاری توسط رودخانه ها برای محصولات در هر زیر حوضه، از محدودیت های آب مصرفی است. حجم آب، با توجه به نیاز آبی در نظر گرفته شده برای محصولات در آبیاری تکمیلی، به آنها اختصاص داده می شود. حجم منابع آبی در زمان آبیاری به یک نوبت آبیاری در زمان کاشت محصول، یک نوبت آبیاری در بهار و انجام جفت آبیاری در زمان کاشت و بهار اختصاص پیدا می کند. در رابطه (۴) حجم منابع آبی مورد نیاز آمده است:

$$for\ j = 1:4 \left[\sum_{i=1}^{n}\sum_{m=1}^{4} Q_{i,j} \times t_{i,m}\right] - \left[\sum_{i=1}^{n}\sum_{m=1}^{4} A_{i,m,j} \times d_{i,m,j}/(E_i)\right] \geq 0 \quad (۴)$$

در رابطه (۴)، $A_{i,m,j}$ سطح زیر کشت هر محصول دیم (i) در هر ماه (j) بر حسب متر مربع و $d_{i,m,j}$ عمق آب خالص برای آبیاری تکمیلی در هر مدیریت آبیاری (m) بر حسب متر می باشد. $E_i$ راندمان آبیاری در اراضی زیر کشت محصول i اُم است. همچنین در این رابطه، $Q_{i,j}$ دبی هر منبع آبی رودخانه در هر ماه (j) بر حسب مترمکعب بر ثانیه برای نیاز آبی محصول (i) بوده و $t_{i,m}$ زمان مجاز برداشت آب برحسب ثانیه از رودخانه است. بنابراین متغیرهای تصمیم در رابطه (۴)، سطح اراضی با مدیریت دیم و یا مدیریت‌های مختلف آبیاری تکمیلی است. تعداد آبیاری تکمیلی حداکثر دو نوبت خواهد بود.

با توجه به ظرفیت رودخانه‌ها برای تأمین نیاز آبی گیاهان مطابق با مدیریت‌های تعریف شده، می‌توان به یک یا دو نوبت آبیاری در طول دوره رشد گیاه اقدام نمود. بنابراین حجم آب مصرفی در هر زیر حوضه نباید از دبی آب موجود در رودخانه در زمان مورد نظر، بیشتر شود. برای آبیاری تکمیلی، از منابع آبی رودخانه‌ها در ماه‌های آبان و آذر برای آبیاری پاییزه و فروردین و اردیبهشت برای آبیاری بهاره استفاده شده است. میزان مناسب آبیاری تکمیلی در منطقه، ۷۵ میلی‌متر در پاییز و ۵۰ میلی‌متر در بهار گزارش شده است (۲۰). میزان عملکرد تحت شرایط دیم و با انجام آبیاری تکمیلی در جدول (۳) آورده شده است. به منظور محاسبه بهره‌وری مصرف آب در سال کشت و تحت شرایط مختلف آبیاری، جمع بارندگی ماهانه شهرستان کامیاران در دوره کشت دو محصول گندم و جو در جدول (۴) آورده شده است.

**جدول ۳- عملکرد گندم و جو (کیلوگرم بر هکتار) در شرایط آبیاری تکمیلی مختلف (توکلی و همکاران، ۲۰۱۰)**

**Table 3- Wheat and barley yield (kg/ha) under the different supplementary irrigation (Tavakoli *et al.* 2010)**

| محصول Crop | آبیاری پاییزه Planting irrigation 75 (mm) | آبیاری بهاره Spring irrigation 50 (mm) | جفت آبیاری Both irrigation 125 (mm) | دیم Rainfed |
|---|---|---|---|---|
| گندم Wheat | 2430 | 2560 | 2770 | 1180 |
| جو Barley | 2630 | 2940 | 2630 | 1340 |

**جدول ٤ - بارندگی ماهانه کامیاران در سال ۲۰۰۸-۲۰۰۹**

**Table 4- Kamyaran Monthly raifall in 2008-2009**

| ماه Month | مهر October | آبان November | آذر December | دی January | بهمن February | اسفند March | فروردین April | اردیبهشت May | خرداد June |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| جمع بارندگی (میلی‌متر) Total rainfall(mm) | 97 | 82.3 | 35.1 | 29.3 | 56.1 | 65.8 | 89.2 | 12.6 | 2.1 |

### درآمدها و هزینه‌های تولیدمحصول

درآمد حاصل از فروش محصول گندم و جو، شامل درآمد اصلی فروش دانه و درآمد فرعی فروش کاه و کلش می‌باشد. با توجه به قیمت فروش محصولات کشاورزی در کشور، قیمت هر کیلوگرم دانه گندم و جو در سال ۱۳۹۳ در استان کردستان به ترتیب ۱۰۴۴۶ و ۸۴۹۴ ریال و قیمت هر کیلوگرم کاه ۳۰۰۰ ریال بوده است (۱۷). عملکرد محصول فرعی در واحد سطح، با ضریبی که میزان محصول فرعی نسبت به محصول اصلی را نشان می دهد، محاسبه می‌شود. این ضریب برای گیاه گندم و جو، عدد یک است. یعنی به ازای هر کیلوگرم محصول گندم و جو تولید شده، یک کیلوگرم کاه و کلش بدست آمده است (۱۵). بنابراین با داشتن ارقام ذکر شده، می‌توان سود خالص محصولات را محاسبه کرد. در جدول (۵) و (۶) کلیه هزینه‌های تولید محصول که در تابع هدف به آن‌ها اشاره شده، آورده می‌شود.

**جدول ۵- هزینه‌های خدمات کشاورزی برای گندم در استان کردستان (۱۰ ریال) (مرکز آمار ایران، ۲۰۱٤)**

**Table 5- Agricultural service costs for wheat in Kurdistan province (10 rials) (Statistical Center of Iran, 2014)**

| مدیریت management | هزینه‌های ثابت در واحد هکتار $CC_i$ Fixed costs per hectare | | | | | | $CW_i$ | CW | CI |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | اجاره زمین Land Renting | آماده سازی زمین Land Preparing | بذر Seed | کاشت Planting | داشت Keeping | برداشت Harvesting | | | |
| دیم Rainfed | 162179 | 78115 | 146244 | 190135 | 48158 | 117868 | 103613 | 0 | 0 |
| آبیاری بهاره Spring irrigation | 162179 | 78115 | 146244 | 190135 | 48158 | 117868 | 103613 | 7 | 12000 |
| آبیاری پاییزه Planting irrigation | 162179 | 78115 | 146244 | 190135 | 48158 | 117868 | 103613 | 7 | 12000 |
| جفت آبیاری Both irrigation | 162179 | 78115 | 146244 | 190135 | 48158 | 117868 | 103613 | 7 | 24000 |

**جدول ٦- هزینه های خدمات کشاورزی برای جو در استان کردستان (۱۰ ریال) (مرکز آمار ایران، ۲۰۱٤)**

**Table 6- Agricultural service costs for barley in Kurdistan province (10 rials) (Statistical Center of Iran, 2014)**

| مدیریت management | هزینه‌های ثابت در واحد هکتار $CC_i$ Fixed costs per hectare | | | | | | $CW_i$ | CW | CI |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | اجاره زمین Land Renting | آماده سازی زمین Land Preparing | بذر Seed | کاشت Planting | داشت Keeping | برداشت Harvesting | | | |
| دیم Rainfed | 160364 | 70000 | 110422 | 180033 | 33882 | 124989 | 102423 | 0 | 0 |
| آبیاری بهاره Spring irrigation | 160364 | 70000 | 110422 | 180033 | 33882 | 124989 | 102423 | 7 | 12000 |
| آبیاری پاییزه Planting irrigation | 160364 | 70000 | 110422 | 180033 | 33882 | 124989 | 102423 | 7 | 12000 |
| جفت آبیاری Both irrigation | 160364 | 70000 | 110422 | 180033 | 33882 | 124989 | 102423 | 7 | 24000 |

## نتایج و بحث

پس از تهیه نقشه شیب اراضی دیم در منطقه کامیاران، آن دسته از اراضی که دارای شیب مناسب برای آبیاری بودند، شناسایی شد (جدول ۲). محدوده انتخابی برای پتانسیل یابی اراضی دیم در آبیاری تکمیلی، اراضی اطراف رودخانه ها در هر زیر حوضه می باشد. مدل بهینه‌سازی با در اختیار داشتن اطلاعات مربوط به کشت، برای بهینه کردن سطوح زیر کشت در هر زیرحوضه و با هدف افزایش

سود خالص کل در اراضی دیم، اجرا شد. با توجه به جدول (۱) دبی منابع آبی در هر زیرحوضه و در ماه‌های موردنظر متغیر می‌باشد، بنابراین سطوح بهینه برای مدیریت آبیاری تکمیلی اراضی دیم با تغییر زیرحوضه، تغییر می‌یابد. آمار دبی آب در زیرحوضه‌های A، B و C از یک ایستگاه مشترک برداشت شده است، بنابریان سطوح زیر کشت بهینه در این سه زیرحوضه، به صورت مشترک انجام گرفته است. در جدول (۷) مساحت بهینه کشت برای مدیریت‌های مختلف آبیاری اراضی دیم گندم و جو ارائه شده است.

بر اساس نتایج بدست آمده، به‌ترتیب ۳۸، ۹ و ۸۰ درصد از اراضی زیرحوضه‌های A+B+C، E و D، همچنان به کشت دیم اختصاص یافته است. دلیل این امر محدودیت منابع آب و وسیع بودن این زیرحوضه‌ها است. بنابراین با آب موجود، تمام زیرحوضه را نمی‌توان آبیاری تکمیلی کرده و قسمت‌هایی از زیرحوضه به‌صورت دیم باقی می‌ماند. اما با توجه به کافی بودن دبی رودخانه در سایر زیرحوضه‌ها و بر اساس عملکرد هریک از تیمارها، منابع آبی به تیمارهای آبیاری تکمیلی با عملکرد بیشتر و سپس به تیمارهای آبیاری تکمیلی با عملکرد کمتر، اختصاص یافته است. برای گندم عملکرد زیاد به کم مربوط به جفت آبیاری، آبیاری بهاره، آبیاری پاییزه و دیم است (جدول ۳) اما در اکثر زیرحوضه‌ها (جدول ۷) مساحت اختصاصی به انواع تیمارهای آبیاری تکمیلی، با توجه به حجم منابع آبی موجود تعیین می‌شود. در کل منطقه کامیاران، ترتیب پذیرش مدیریت آبیاری با تکیه بر دسترسی به منابع آب و افزایش عملکرد، برای گندم به ترتیب آبیاری پاییزه، آبیاری بهاره و جفت آبیاری می‌باشد و برای جو، آبیاری پاییزه بهترین گزینه است. برای آبیاری تکمیلی گندم در زیرحوضه‌های A+B+C، E و D آبیاری بهاره و پاییزه، در زیر حوضه F آبیاری پاییزه و جفت آبیاری و در زیرحوضه INT جفت آبیاری و برای کشت جو در زیرحوضه‌های E، F و INT آبیاری پاییزه پیشنهاد شده است.

**جدول ۷- سطوح بهینه در هر زیرحوضه با مدیریت‌های مختلف آبیاری تکمیلی**

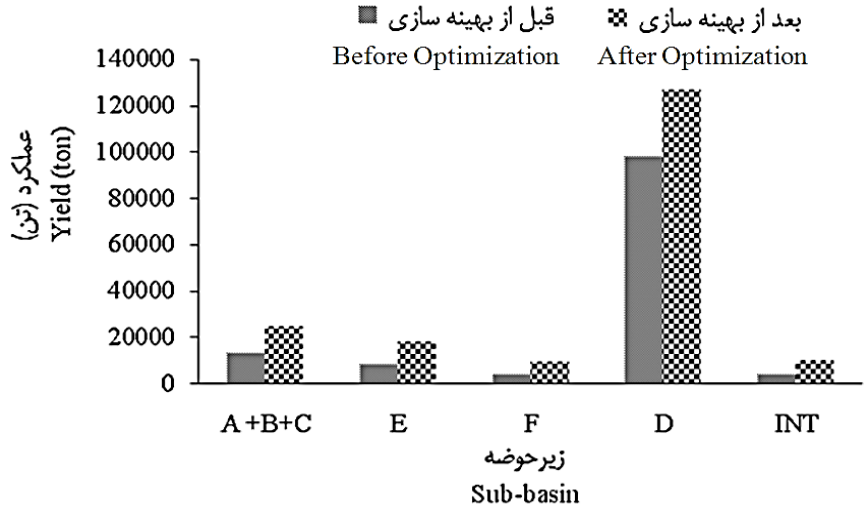
**Table7- optimum area in each sub-basin under different supplementary irrigation managements**

| محصول Crop | مدیریت آبیاری Irrigation Management | عملکرد Yield (Kg/ha) | سطوح زیرکشت در هر زیرحوضه (هکتار) The area under cultivation in each sub-basin (ha) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | A +B+C | E | F | D | INT |
| گندم Wheat | دیم Rainfed | 1180 | 2096 | 0 | 0 | 60935.8 | 0 |
| | آبیاری بهاره Spring irrigation | 2560 | 1223.4 | 3463 | 0 | 5266.95 | 0 |
| | آبیاری پاییزه Planting irrigation | 2430 | 8000 | 3775.34 | 914 | 17141.76 | 0 |
| | جفت آبیاری Both irrigation | 2770 | 0 | 0 | 2695.7 | 0 | 3716.25 |
| جو Barley | دیم Rainfed | 1340 | 3773 | 881.28 | 0 | 27781.5 | 0 |
| | آبیاری بهاره Spring irrigation | 2940 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | آبیاری پاییزه Autumn irrigation | 2630 | 0 | 1531.46 | 1203.25 | 0 | 1238.75 |
| | جفت آبیاری Pair irrigation | 2630 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| مجموع Total | | | 15092 | 9651 | 4813 | 111126 | 4955 |

با سطوح زیرکشت بهینه هر یک از حوضه‌ها در مدیریت جدید (آبیاری تکمیلی)، عملکرد محصولات و سود خالص حاصل از تولید آنها نسبت به مدیریت سنتی (کشت دیم) تغییر می‌نماید. با توجه به شکل (۳)، مقدار افزایش محصول گندم (با آبیاری تکمیلی) نسبت به کشت سنتی دیم، در زیر حوضه‌های A+B+C، E، F، D و INT به‌ترتیب برابر با ۸۷، ۱۱۲، ۱۲۶، ۲۹، ۱۳۴ بوده است. شکل (۴) افزایش کل محصول جو نسبت به کشت دیم را نشان می‌دهد. این افزایش در زیرحوضه‌های E، ۶۱ درصد، در زیر حوضه F و INT، ۹۶ درصد و در بقیه زیر حوضه ها با کشت دیم برابر بوده است. دلیل افزایش ناچیز محصول در زیر حوضه D نسبت به بقیه زیرحوضه‌ها، انتخاب کشت دیم توسط مدل بهینه سازی برای این اراضی است. علت این انتخاب، مساحت زیاد اراضی در زیر حوضه D و محدودیت منابع آبی می باشد. در تأیید نتایج بدست آمده، مطالعات گذشته (۱۳) نشان داده است که در بالادست حوضه رودخانه کرخه، انجام آبیاری

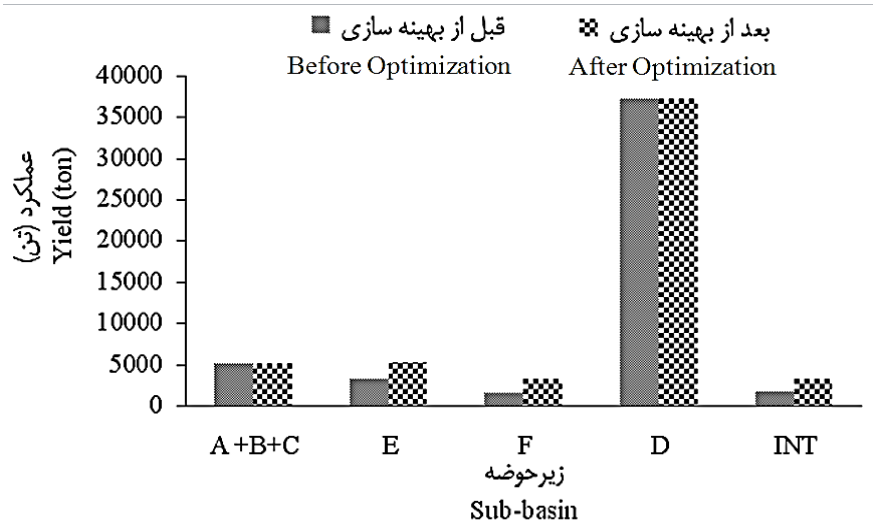
تکمیلی تولید کل گندم و جو را به ترتیب، ۷/۳ و ۱۲/۷ درصد در کرمانشاه و ۱۶/۶ و ۱۹/۳ درصد در لرستان افزایش داده است. بنابراین اعمال مدیریت آبیاری تکمیلی، تأثیر بسزایی در افزایش تولید محصولات دیم دارد.

اما انتخاب گزینه برتر بین انواع مدیریت آبیاری، بایستی بر اساس شاخص بهره‌وری آب صورت بگیرد. لذا شاخص بهره‌وری آب برای دو محصول گندم و جو در تمام زیرحوضه‌ها، قبل و بعد از اعمال مدیریت آبیاری تکمیلی، برآورد شده است. نیاز آبی گیاه در شرایط دیم توسط بارندگی‌ها و در مدیریت جدید، توسط مجموع بارندگی و آبیاری تأمین شده است. با توجه به شکل‌های (۵) و (۶) مشاهده می‌شود که اعمال مدیریت آبیاری بر اساس پیشنهاد مدل بهینه‌سازی، می‌تواند بهره‌وری آب برای محصول گندم و جو را در کل حوضه، به‌ترتیب ۷۴/۸ و ۴۴/۵ درصد افزایش دهد.



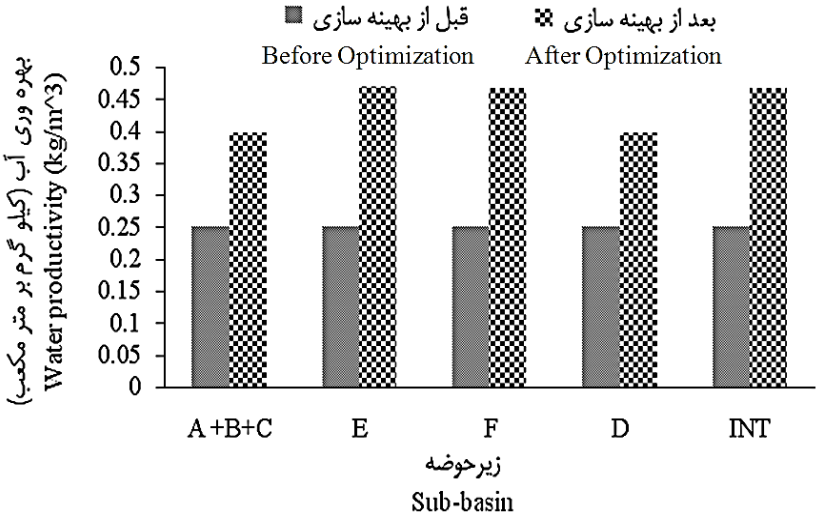

**شکل ۳- مقایسه تولید محصول گندم در هر زیرحوضه**

**Figure 3- Comparison of wheat production in each sub-basin**



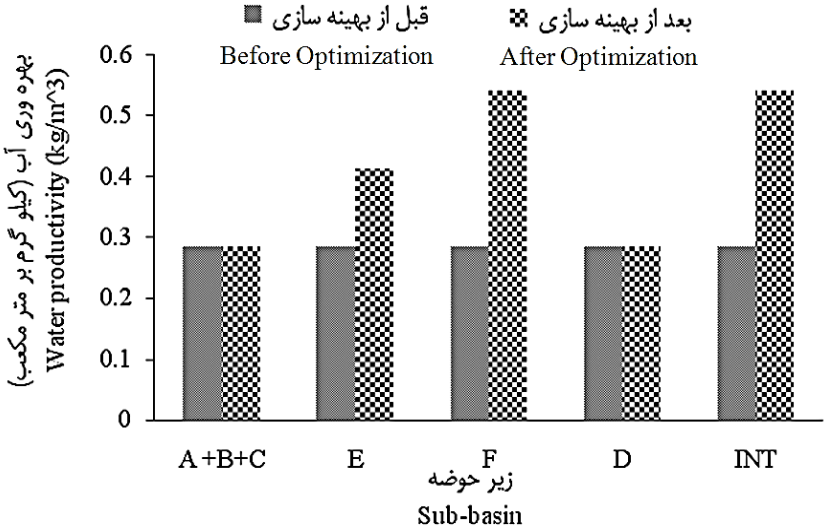

**شکل ٤- مقایسه تولید محصول جو در هر زیرحوضه**

**Figure 4- Comparison of barley production in each sub-basin**




**شکل ۵- مقایسه بهره‌وری آب برای محصول گندم در هر زیر حوضه**

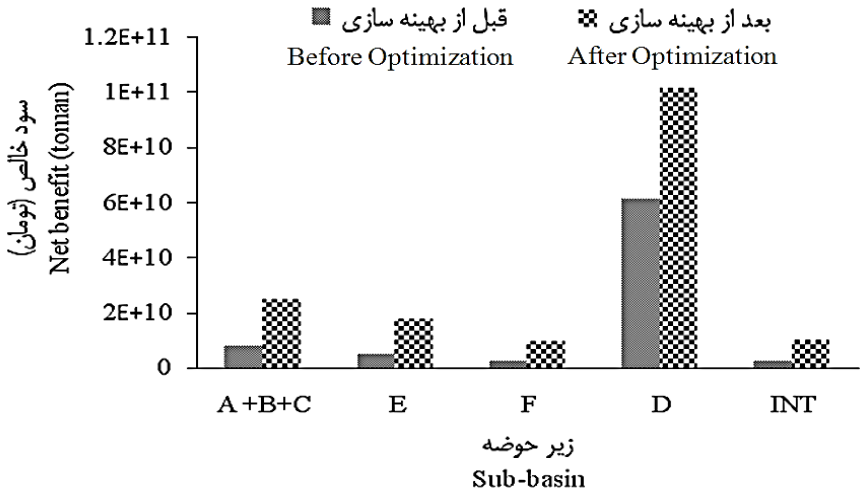
**Figure 5- Comparison of wheat water productivity in each sub-basin**




**شکل ٦- مقایسه بهره وری آب برای محصول جو در هر زیر حوضه**

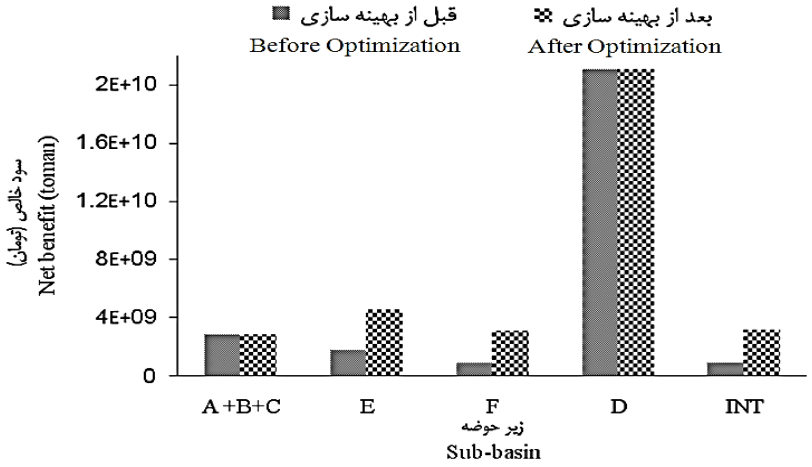
**Figure 6- Comparison of barley water productivity in each sub-basin**

با توجه به شکل‌های (۷) و (۸) مشاهده می‌شود که درصد افزایش سود حاصل از اعمال مدیریت‌های آبیاری تکمیلی برای کشت گندم در زیرحوضه‌های A+B+C، E، F، D و INT به‌ترتیب برابر با ۲۰۰، ۲۳۷، ۲۷۵، ۶۵ و ۲۷۴ درصد بوده و برای کشت جو در زیر حوضه های E، F و INT به‌ترتیب برابر با ۱۵۲، ۲۴۰ و ۲۴۰ درصد بوده است. همچنین با عنایت به شکل (۹)، افزایش مجموع تولید گندم و جو در کل حوضه، به‌ترتیب ۴۷/۵ و ۱۰/۵ درصد و افزایش مجموع سود خالص گندم و جو ۸۵ درصد بوده است. بنابراین، مدیریت جدید تنها بر اساس اعمال آبیاری تکمیلی در زمان های ذکر شده، تأثیر زیادی در افزایش بهره وری آب، عملکرد محصول و به تبع آن افزایش سود خالص حاصل از کشت محصول، نسبت به مدیریت سنتی (کشت دیم) خواهد داشت. در تأیید مطالب فوق، افزایش سود خالص و تولید در اراضی دیم با مدیریت آبیاری تکمیلی با منابع آب محدود، در بالادست حوضه کرخه و دشت قزوین نیز گزارش شده است (۱۳ و ۱۵). علت افزایش قابل توجه تولید و سودخالص در این مطالعه در قیاس با مطالعات گذشته، دبی مناسب رودخانه‌های منطقه در زمان مناسب آبیاری تکمیلی به خصوص در فصل پاییز و بهار است.



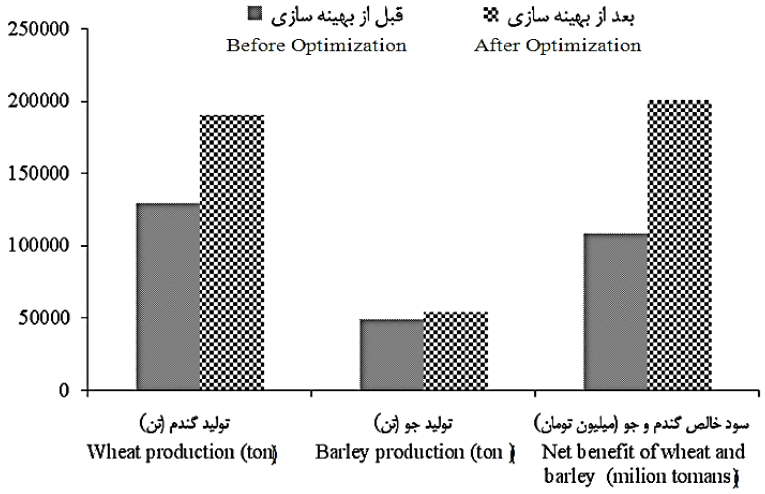

**شکل ۷- مقایسه سود خالص محصول گندم در هر زیر حوضه**

**Figure 7- Comparison of wheat net benefit in each sub-basin**




**شکل ۸- مقایسه سود خالص محصول جو در هر زیر حوضه**

**Figure 8- Comparison of barley net benefit in each sub-basin**




**شکل ۹- مقایسه مجموع تولید و سود در منطقه**

**Figure 9- Comparison of the total production and net benefit in the region**

## نتیجه‌گیری کلی

با توجه به خشکسالی‌های اخیر، مدیریت اراضی دیم برای مقابله با کاهش بارش‌ها ضروری است. این مطالعه افزایش عملکرد و سود خالص محصول، با اجرای مدیریت آبیاری تکمیلی را اثبات می نماید. بر اساس نتایج بدست آمده مشخص شد که به طور متوسط ۳۰ درصد از اراضی تحت کشت در زیر حوضه‌های شهرستان کامیاران، پتانسیل آبیاری تکمیلی را دارند. یعنی در زیر حوضه‌های A، B، C، D، E، F و INT به‌ترتیب ۱۲۵۳۹، ۱۵۵۲، ۱۸۱۱، ۱۱۱۱۲۶، ۹۶۵۱، ۴۸۱۳ و ۴۹۵۵ هکتار از اراضی را می‌توان آبیاری تکمیلی نمود. مدیریت اراضی شامل تک‌آبیاری بهاره، تک‌آبیاری پاییزه و جفت آبیاری به منظور آبیاری تکمیلی دو محصول گندم و جو دیم بوده است. اگر اراضی دارای شیب کمتر از ۸ درصد، به زیر کشت رفته و نتایج این تحقیق به کار گرفته شود، میزان افزایش محصول گندم نسبت به کشت مطلق دیم، در زیر حوضه‌های A+B+C، E، F، D و INT به‌ترتیب برابر با ۸۷، ۱۱۲، ۱۲۶، ۲۹، ۱۳۴ درصد و مقدار افزایش محصول جو نسبت به کشت مطلق دیم در زیر حوضه‌های E، F و INT، به‌ترتیب برابر با ۶۱، ۹۶ و ۹۶ درصد خواهد بود. با به کارگیری این شیوه مدیریتی در سال زراعی ۹۴-۱۳۹۳، مجموع سود خالص حاصل از کشت گندم و جو، ۸۵ درصد افزایش را نشان داده است. با اعمال مدیریت آبیاری تکمیلی پیشنهاد شده، انتظار می رود که افزایش بهره وری آب در کل حوضه برای دو محصول گندم و جو، به ترتیب ۷۴/۸ و ۴۴/۵ درصد باشد. افزایش بهره وری آب موجب تخصیص بهینه آب، اصلاح الگوی مصرف و افزایش محصول در واحد سطح می گردد. در نهایت با توجه به محدودیت منابع آب و به منظور افزایش عملکرد گندم و جو و کارایی مصرف آب در شهرستان کامیاران، در زیر حوضه‌های A، B، C آبیاری پاییزه گندم، در زیر حوضه های E، F و INT آبیاری بهاره و پاییزه گندم و آبیاری پاییزه جو و در زیرحوضه D، آبیاری بهاره و پاییزه گندم، توسط مدل بهینه سازی پیشنهاد شده است.

## منابع


1. Asana R.D. 1962. Analysis of drought resistance in wheat. Arid Zone Research. 16:183-190.
2. Babazadeh H., Shahrokhi F., Manshoori M., and Davoodi F. 2011. The effect of supplemental irrigation on yield and rainfed wheat yield components of Abhar, Zanjan Province. Journal of Water Resources. The fourth year. 75-83. (in Persian with English abstract)
3. Caliandro A., and Boari F. 1992. Supplementary irrigation in arid and semi-arid regions. In: International conference on supplementary irrigation and drought water management. Bari. Italy.
4. Engineering Advisory company (Abrah Gostar Tadbir). 2014. Studies to determine the privacy and riverbed in organizing of Kamyaran river. (in Persian with English abstract)
5. Economic and Social Commission for Western Asia (ESCWA) and the International Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA). 2003. Enhancing agricultural productivity through on-farm water use efficiency: An empirical case study of water production in Iraq. United Nation. New York. PP. 34.
6. Ghamarnia H., Farmanifard M., and Sasani, SH. 2012. Review of supplemental irrigation effect on yield and water use efficiency in three new varieties of wheat. Journal of irrigation and water management. Volume 2. (2). 69-83 p. (in Persian with English abstract)
7. Harris H.C. 1991. Implications of climate variability. In: Harris, H.C., Cooper, P.J.M. and Pala, M. Soil and Crop Management for Improved Water Use Efficiency in rainfed areas. Proceedings of an International Workshop, Ankara, Turkey, 1989, ICARDA, Alepo, Syria, 352 p.
8. Hamzei J., and Seyyedi M. 2013. The reaction yield and barley varieties yield with supplemental irrigation in rainfed conditions. Journal of agricultural science and sustainable production. Volume 23. No 4.160-168 p. (in Persian with English abstract)
9. Kocheki A. 1996. Agronomy in arid region. Jahad Daneshgahi press. Mashhad, Iran. (in Persian with English abstract)
10. Mohammadi M. 1999. The final report of agronomic traits correlated with grain yield in rainfed condition, Agricultural Research Center of Kohgiluyeh and Boyer-Ahmad. No 77.232. 11p. (In Persian with English abstract)
11. Moloodi A., Moradi H., Hamedi F., and Mohammadi, M. 2014. Instructions and issued programs to increase production of autumn crops. Agriculture management. Agricultural Organization of Kurdistan. (in Persian with English abstract)

12. Oweis T.M., Pala M., and Ryan J. 1998. Stabilizing rainfed wheat yield with supplemental irrigation and nitrogen in a Mediterranean climate. Agronomy. 90: 672-681.
13. Ramezani Etedali H., Liaghat A., Parsinejhad M., Tavakkoli A.R., Bozorg haddad O., and Ramezani Etedali M. 2012. Water allocation optimization for supplementary irrigation in rainfed lands to increase total income case study: Upstream Karkheh river basin. J Irrig Drain. 62(1), 74-83.
14. Ramezani Etedali H., 2013. Development of an optimization model for water allocation in irrigated and rainfed lands to increase economical productivity. The degree of ph.D in irrigation and drainage engineering. Irrigation and reclamation engineering department. Faculty of agricultural engineering and technology. University of Tehran.
15. Ramezani Etedali H., Liaghat A., Parsinejhad M., Tavakkoli A.R., and Ababaei, B. 2015. The finding potential of rainfed lands, and optimum allocation of water between irrigated and rainfed lands (case study: Qazvin Plain), Iranian Soil and Water Research, 45( 2): 177-186.
16. Roostaei M., Sadeqzadeh D., Hasanpour-Hosni M., Zadhasan I., Rezaei R., Eslami R., Abdiasl G., Soleimani K., Roohi I., Sanjari A., Hesami A., Nadermahmodi K., Haghparast R., Aghaee M., Ahmadi M.M., Daryei A., Afshari F., Torabi M., Dehghan M., and Mardokhi V. 2013. Tak-Ab, a new winter bread wheat cultivar for supplementary irrigation conditions in cold dryland areas of Iran. Research Achievements for Field and Horticulture Crops 2(3): 177-186. (in Persian with English abstract).
17. Sales prices of products and the cost of agricultural services in rural areas. 2014. Statistical Center of Iran. (in Persian with English abstract).
18. Statistics of farming crops, Ministry of Agriculture, Deputy of Planning, Economy and International, Office of Statistics and Information Technology, Vol. 1, 2009-2010 crop year.
19. Tavakkoli A.R., Belson V., Razavi R., and Feri F. 2004. Reaction of wheat compared to different levels of supplemental irrigation and nitrogen, the final report of rainfed Research Institute, No. 315/82, 114 p.
20. Tavakkoli A.R. 2010. Improvement of water productivity by conjunctive management of limited irrigation and advanced agronomic practices in rainfed cereals farming areas. PhD Thesis. University of Tehran, Iran. (in Persian with English abstract).
21. Zonnoorian H,. Mahdinejhadiani B., and Bayazidi M. 2011. Review of supplementary irrigation effect by sprinkler irrigation systems on rainfed wheat varieties. Quarterly Journal of Plant and Ecosystem. The seventh year. No 26. 15-31. (in Persian with English abstract).

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 701-714

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۱۴-۷۰۱

# Optimum Water Allocation for Supplementary Irrigation in Wheat and Barley Farms in the Sub-Basins of KamyaranRegion

**R. Saeidi[1*]- H. Ramezani Etedali[2]- A. Samadi[3]- A. R. Tavakoli[4]**

Received: 04-05-2016
Accepted: 25-12-2016

**Introduction:** Rainfed agriculture plays an important role in food production. In Iran, 6 million hectares of cultivated landsare rainfed. Moreover, about10% of raw agricultural products are being produced by rainfed agriculture. Yields of rainfed fields are decreased due to drought in recent years in Iran. Supplementary irrigation is a suitable management to improve and enhance the yield of rainfed agriculture. Determination of appropriate time of supplementary irrigation is necessary in each region. But water allocation for this practice is the main challenge, because water resources are restricted. Therefore, water allocation management between irrigated and rainfedfields could be a viable strategy. Water resources for supplementary irrigation in rainfed fields are saved through deficit irrigation in irrigated lands or from rivers. The purpose of this study is optimum water allocation for supplementary irrigation in wheat and barley farms from rivers to around rainfed fields in Kamyaran region. In this study, supplementary irrigation is considered in three management methods of autumn irrigation, spring irrigation and both of them.

**Materials and Methods:**Kamyaran is located in Kurdistan province in west of Iran. The area of rainfed field is very vast in this region. Usually, rainfed fields are located in high slop lands and far from water resources in Kamyaran region. Supplementary irrigation is possible in rainfed fields around to water resources and with slope of less than 8%. The area of sub-basins with appropriate situations in Kamyaran region was calculated by geographic information system (GIS). Ratio of wheat to barley in rainfed fields is 3 to 1. Rivers in each sub-basin is the only water resources for supplementary irrigation in Kamyarn region. In this study, the objective function is maximizing net benefit. Also, constraints are total available water volumes in rivers at supplementary irrigations times and rainfed fields with appropriate situation for supplementary irrigation. Decision variable is rainfed area with different irrigation managements (autumn supplementary irrigation, spring supplementary irrigation, autumn+spring supplementary irrigations and rainfed managements). The total costs and income of agricultural production are found in statistical books of agriculture jihad in 2008-2009 growing season.

**Results and Discussion**: The lands around of rivers with suitable slope are about 30% of rainfed land of Kamyaran. The appropriate rainfed fields in sub-basins of A, B, C, D, E, F and INT were 125.39, 15.52, 18.11, 1111.26, 96.51, 48.13 and 49.55 $Km^2$, respectively. The results of Optimization model showed the supplementary irrigation managements are different in each sub-basin because of different discharge of river in each sub-basin in different months. The optimal supplementary irrigation management for barley rainfed fields is autumnsupplementary irrigation. The yields of barley rainfed fields increase about 90% by autumn supplementary irrigation. The optimal supplementary irrigation managements for wheat are different in each sub-basin, but autumn+spring supplementary irrigations is best managed if water resources will be enough in each sub-basin. Due to restriction of water in rivers at supplementary irrigation time, some of wheat and barley fields remain rainfed in A+B+C and D sub-basin. The results showed minimum and maximum increase of wheat production in D and INT sub-basins are 29 and 134%, respectively. Also production increasing are 87, 112 and 126% in A+B+C, E and F, respectively. Increasing of barley production in the sub-basins of E, F and INT, are 61, 96 and 96%, respectively. Other sub-basins of A+B+C and D remained in rainfed farming**.** Net benefit increase about 65 and 275% for wheat and barley fields respectively, in 2014. Water productivity in all sub-basins for both wheat and barley is 74.8 and 44.5%, respectively.

**Conclusions:**This study showed supplementary irrigation management increased the yield and net benefit in rainfed fields of Kamyaran sub-basins. Resultsshowed about 30% of rainfed land of Kamyaran, are suitable for supplementary irrigation. The results of optimization models showed total increase of wheat production in

1- Phd candidate of Irrigation and Drainage Engineering, Faculty of Engineering and Technology, Imam Khomeini International University, Qazvin-Iran
(*- Corresponding Author Email: saeidi@org.ikiu.ac.ir)
2 and 3- Assistant Professors of Irrigation and Drainage Engineering, Faculty of Engineering and Technology, Imam Khomeini International University, Qazvin-Iran
4- Associate Professor of Agricultural Engineering Research Institute (AERI), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran

A+B+C,E, F, D and INT sub-basins are 87, 112, 126, 29, 134%, respectively. Also increase of barley production in the sub-basins of E, F and INT, are 61, 96 and 96%, respectively. The result showed production increase about double in Kamayaran region. Also, net benefit increase about 65 and 275% in wheat and barley fields respectively.It has been suggested in A, B, C sub-basin, autumn supplementary irrigation of wheat, in E, F and INT sub-basins, autumn and spring supplementary irrigation for wheat and autumn supplementary irrigation for barley and in D sub-basin, autumn and spring supplementary irrigation for wheat.

**Keywords:** Kamyaran, Net benefit, Optimization, Supplementary Irrigation.

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۲۶-۷۱۵

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 715-726

# تخمین عملکرد گندم آبی با استفاده از روش الگوریتم ترکیبی شبکه‌های عصبی مصنوعی و الگوریتم ژنتیک

علی باریکلو[۱] – پریسا علمداری[۲*] – کامران مروج[۳] – مسلم ثروتی[٤]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۳/۲۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۲/۱۷

## چکیده

از اهداف کشاورزی پایدار افزایش راندمان تولید محصولات کشاورزی با اعمال مدیریت‌های صحیح بوده و لازمه آن درک کامل‌تر روابط بین میزان تولید محصول با ویژگی‌های خاک و محیط می‌باشد. نخستین قدم یافتن روش‌های مناسبی است که توانایی تعیین روابط صحیح بین ویژگی‌های اراضی با مقدار عملکرد محصول باشد. هدف از این مطالعه بررسی کارایی مدل ترکیبی ژنتیک–عصبی در برآورد عملکرد گندم آبی در غرب شهرستان هریس می‌باشد. منطقه مطالعاتی در شمال‌شرق تبریز واقع شده و رژیم حرارتی و رطوبتی خاک به‌ترتیب مزیک و اریدیک هم مرز با زریک می‌باشد. گندم، هندوانه و یونجه از مهم‌ترین محصولات زراعی منطقه است. بدین منظور تعداد ۸۰ خاکرخ در مزارع گندم انتخاب و از هر افق ژنتیکی نمونه خاک اخذ و به آزمایشگاه منتقل و تجزیه‌های فیزیکی و شیمیایی روی نمونه‌ها صورت گرفت. جهت مدل‌سازی لایه‌های ورودی شامل ویژگی‌های شیمیایی، فیزیکی، زمین‌نما و خروجی عملکرد مشاهده شده گندم آبی می‌باشد. نتایج آنالیز حساسیت نشان داد که نیتروژن کل، فسفر قابل جذب، شیب، درصد سنگریزه، واکنش خاک و ماده آلی به عنوان ویژگی‌های اراضی مهم در عملکرد گندم در اراضی مورد مطالعه هستند. نیتروژن کل خاک به‌عنوان موثرترین ویژگی در کیفیت و کمیت عملکرد گندم بر اساس ماتریس همبستگی پیرسون ایجاد شده بین ویژگی‌ها و عمکرد می‌باشد. کارایی مدل ژنتیک– عصبی با موفقیت برای تشریح رابطه بین عملکرد گندم و ویژگی‌های زودیافت صورت گرفت، به‌طوری‌که دارای ضریب تبیین بالا (۰/۸۷) و میانگین انحراف مربعات خطا کم (۴۷۳/۵) بود. نهایتاً می‌توان نتیجه گرفت، مدل هیبریدی می‌تواند به‌عنوان یک ابزار قدرتمند در تخمین عملکرد گندم باشد.

**واژه‌های کلیدی:** کشاورزی پایدار، مدلسازی، مدیریت ، ویژگی‌های دیریافت و زودیافت

## مقدمه

امروزه در عرصه کشاورزی جهان، واژه کشاورزی پایدار دارای جایگاه ارزنده و ویژه‌ای است. کشاورزی پایدار، فعالیتی علمی و مبتنی بر اصول اکولوژیک است که هدف اصلی آن ایجاد حالت تعادل و رسیدن به پایداری در تولید می‌باشد (۳۹). همچنین مهم‌ترین مسئله برای کشاورزان یک منطقه کسب درآمد و نیل به حداکثر محصول است (۵). بنابراین می‌توان گفت افزایش تولید در واحد سطح با حفظ حاصلخیزی اراضی برای آیندگان امری اجتناب ناپذیر است. این امر نیازمند درک کامل روابط بین مقدار عملکرد با ویژگی‌های اراضی می‌باشد. از طرفی خاک به‌عنوان یک سامانه حامی حیات، نیازمند پی‌گیری مستمر در شناخت آن و جمع‌آوری اطلاعات و داده‌های به هنگام و دقیق است. بسط و توسعه پایگاه‌های داده‌ها و اطلاعات خاک، مدیریت بهینه سامانه اطلاعاتی، به‌کارگیری فن‌آوری‌های نوین جمع‌آوری، ذخیره و پردازش اطلاعات (سنجش از دور، سامانه اطلاعات جغرافیای، سامانه‌های هوشمند تصمیم‌گیرنده، مدل‌سازهای ریاضی و آماری، شبیه‌سازی و ...)، از نیازمندی‌های اساسی می‌باشند (۲۱). بنابراین به‌نظر می‌رسد برآورد عملکرد به‌عنوان یک پارامتر دیریافت از روی پارامترهای زودیافت از اهمیت فراوانی برخوردار باشد.

متداول‌ترین روش برای پیش‌بینی میزان عملکرد از روی ویژگی-های خاک استفاده از ارزیابی کمی تناسب اراضی به روش فائو است (۳۶ و ۳۷). مطالعات زیادی در این ارتباط در دنیا و ایران صورت گرفته است (۱، ۴، ۱۴و ۱۵). از سایر روش‌های مورد استفاده جهت برآورد عملکرد برای یک محصول خاص می‌توان به مدل آلبرو دلاروزا و همکاران (۸)، ثروتی و همکاران (۳۰)، مدل واترکراپ آلن و

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد و استادیاران گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان
(*-نویسنده مسئول: (Email: p_alamdari@znu.ac.ir
۴- استادیار مرکز آموزش میاندواب، دانشگاه ارومیه
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.56158

همکاران (۳) و مدل واگنینگن اعتدالی و همکاران (۱۲) اشاره نمود. از روش‌های دیگر می‌توان روش‌های فراکاوشی را نام برد. تقی زاده مهرجردی (۳۸) از مدل برنامه‌ریزی ژنتیک جهت مدل‌سازی عملکرد گندم آبی استفاده کردند و استفاده از یک ساختار مشخص در مدل‌سازی را عاملی در کاهش دقت مدل عنوان نمودند، با این حال گزارش نمودند که می‌تواند با دقت قابل قبولی عملکرد را پیش‌بینی نماید. ساداث و همکاران (۳۵) نیز از شبکه‌های عصبی مصنوعی جهت برآورد پتانسیل تولید تیپ بهره‌وری انتخابی استفاده نمودند و گزارش کردند که دقت بیشتری از روش‌های خطی داشته ولی با این حال توقف یادگیری شبکه‌های عصبی در نقطه بهینه محلی باعث کاهش دقت مدل می‌شود. بنابراین برآورد عملکرد به‌عنوان یک ویژگی دیریافت از روی مدل‌های خطی براساس نتایج تحقیقات همراه با عدم قطعیت، محاسبات زیاد و اطلاعات دقیق خاک، زمین‌نما، اقلیم، گیاه و مدیریتی است (۲۲، ۳۰) که روش‌های فراکاوشی از جمله برنامه‌ریزی ژنتیک، شبکه‌های عصبی مصنوعی، نظریه مجموعه‌های فازی و ترکیب آن‌ها می‌تواند کارشناسان کشاورزی را در راستای رسیدن به این هدف یاری رساند. از طرفی این مدل‌ها نیز دارای یک سری ایراداتی هستند که انتظار می‌رود روش‌های ترکیبی محققان را در این راستا راهنما باشد.

هدف از این تحقیق تخمین عملکرد گندم آبی با استفاده از مدل ترکیبی عصبی-ژنتیک و سنجش کارایی آن می‌باشد. کاربرد روش‌های فراکاوشی ترکیبی جهت استفاده از مزایا و کاهش تاثیر معایب هر مدل و ارائه یک مدل مناسب در تخمین عملکرد یک محصول از نوآوری‌های این تحقیق می‌باشد.

## مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه در استان آذربایجان‌شرقی و شمال‌شرق تبریز، در شهرستان هریس واقع شده است. این منطقه در مختصات جغرافیایی ما بین ۳۸ درجه و ۷ دقیقه تا ۳۸ درجه و ۱۱ دقیقه عرض شمالی و ۴۶ درجه و ۳۷ دقیقه تا ۴۶ درجه و ۴۴ دقیقه طول شرقی (شکل ۱) واقع شده است. از نظر زمین‌شناسی منطقه از مجموعه تشکیلات مارنی – آهکی دوره‌های پلیوسن و میوسن و تشکیلات آهکی همراه با رسوبات دوران چهارم بر روی خاکستر آتشفشانی تشکیل شده است (۳۲).

خاک‌های این منطقه دارای رژیم رطوبتی Aridic border to Xeric و رژیم حرارتی Mesic بر اساس نرم‌افزار نیوهال می‌باشند (۲۵). جهت نیل به اهداف ذکر شده، تعداد ۸۰ خاکرخ در مزارع گندم آبی انتخاب و بر اساس روش نقشه برداری آمریکا تشریح و از هر افق نمونه‌برداری خاک انجام و به آزمایشگاه منتقل گردید (۲۹). پس از تجزیه و تحلیل نتایج، خاک‌ها بر اساس سیستم جامع رده‌بندی آمریکایی (۲۰۱۴) در رده‌های انتی‌سول و اریدی‌سول قرار گرفتند (۳۴). همچنین برای تعیین میزان عملکرد در هر خاکرخ از پلات‌های مربعی چوبی ۱×۱ متر استفاده شد.

### مطالعات آزمایشگاهی

آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی از جمله بافت به روش هیدرومتر (۱۳)، ظرفیت تبادل‌کاتیونی (CEC) به روش سایق و همکاران (۲۸)، کربن‌آلی (OC) به روش نلسون و سامرز (۲۳)، واکنش خاک در گل اشباع (۲۰)، کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش تیتراسیون برگشتی (۲۴)، ازت کل به روش کجلدال (۷) و فسفر قابل دسترس به روش آبی (۲۷) بر روی نمونه‌های خاک صورت پذیرفت .

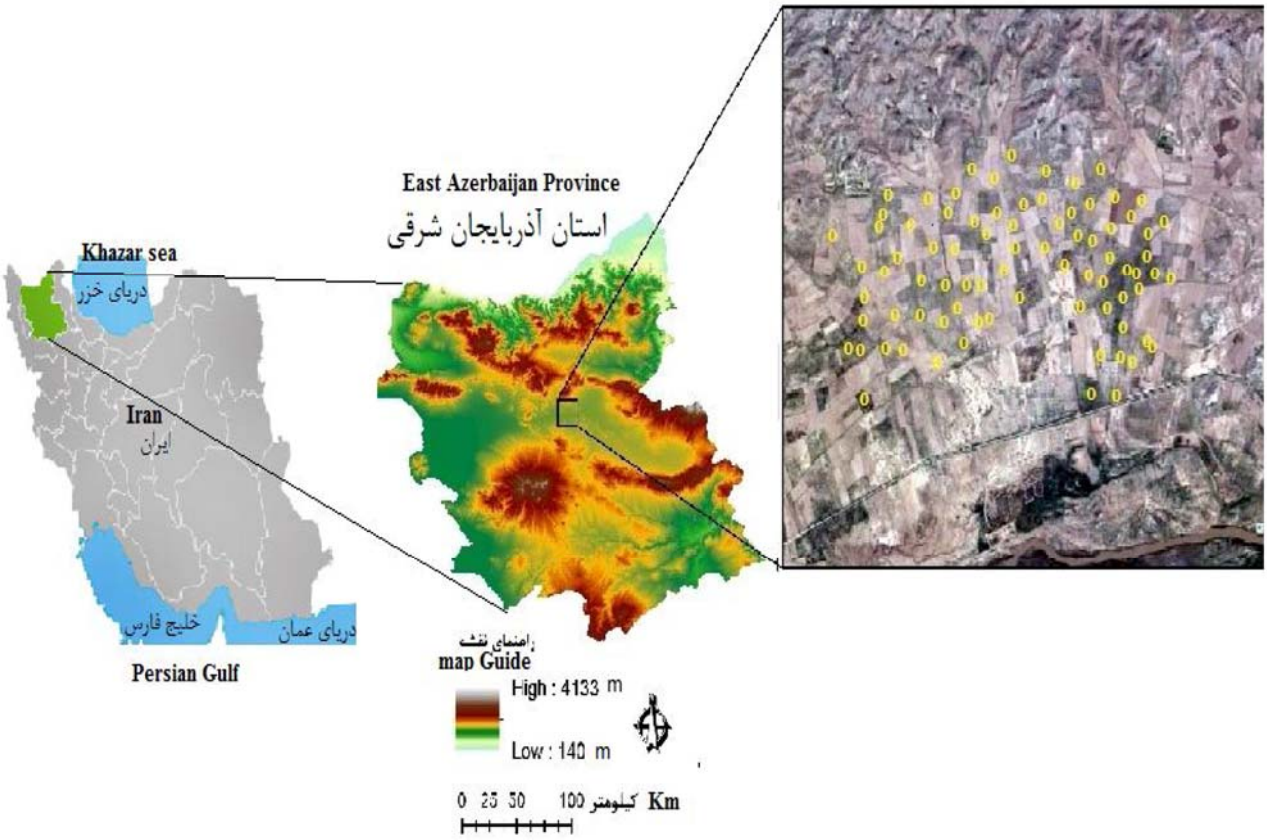
### مدل‌سازی عملکرد گندم با مدل ترکیبی ژنتیک-عصبی

شبکه‌های عصبی مصنوعی تقلید بسیار ساده‌ای از مغز انسان، بر اساس یک پیکربندی ریاضی می‌باشد. به گونه‌ای که از چند لایه و در هر لایه از چند گره (نرون) تشکیل شده است. معمولی‌ترین نوع شبکه عصبی مصنوعی، مجموعه‌ای از نرون‌های پایه هستند که تشکیل دهنده لایه ورودی، یک یا چند لایه پنهان و یک لایه خروجی می‌باشند. داده‌های ورودی در خلال شبکه و در مسیری رو به جلو به صورت لایه به لایه منتشر می‌شود. این نوع شبکه عصبی، پیش‌تغذیه کننده یا پرسپترون چند لایه (MLP) نامیده می‌شود (شکل ۲). شبکه‌های عصبی در زمینه‌های مختلف به‌کار گرفته شده است. با این وجود، دستیابی به نتایج مطلوب تنها زمانی ممکن بوده است که منبع غنی داده‌ها با مشاهدات فراوان در اختیار باشد. زمانی‌که با داده‌های اندک مواجه شود، کارایی بالایی نداشته و کاربرد آن محدود می‌شود (۲). از سوی دیگر شبکه‌های عصبی مصنوعی فاقد یک روش استقرایی جامع در انتخاب الگوریتم یادگیری شبکه و توقف الگوریتم در حداقل محلی[1] می‌باشد.

الگوریتم ژنتیک نیز جستجو را با جمعیتی از راه‌حل‌های اولیه تصادفی آغاز می‌کند. چنانچه معیارهای توقف برآورد نشود سه عملگر تکثیر، جهش و تقاطع به‌کار گرفته می‌شود تا جمعیت به روز شود. از آنجایی‌که نمایش راه‌حل‌ها در این الگوریتم بسیار شبیه به کروموزوم است و همچنین به‌دلیل شباهت عملگرهای آن به عملگرهای ژنتیکی، روند فوق الگوریتم ژنتیک خوانده می‌شود (۱۰). در این روش در ابتدای فرآیند هیچ‌گونه رابطه تابعی در نظر گرفته نشده و این روش قادر به بهینه‌سازی ساختار مدل و مؤلفه‌های آن می‌باشد. در استفاده از الگوریتم ژنتیک به‌دلیل تحمیل فرم تبعی خاص به‌صورت خطی، درجه دوم، نمایی و یا فرم دیگر، امکان شناسایی روابط پیچیده

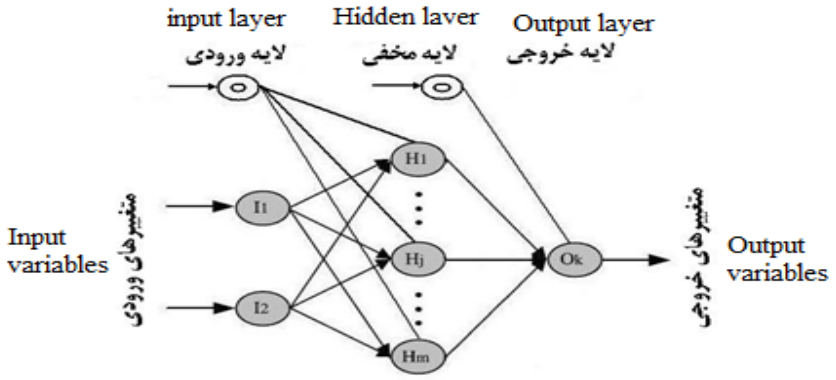
1-Local Minimum

غیرخطی وجود ندارد (۶).




**شکل ۱- موقعیت اراضی مورد مطالعه با نقاط نمونه‌برداری**

**Figure 1- Location of study area with sampling points**




**شکل ۲- نمایی از شبکه پرسپترون چند لایه (MLP)، (۱۹)**

**Figure 2- View of Multilayer Perceptron network (MLP), (19)**

برای مدل‌سازی با روش ترکیبی ابتدا از ویژگی‌های خاک و زمین‌نمای خاکرخ‌های انتخابی، میانگین وزنی از عمق ۱۰۰ سانتی‌متری باتوجه به یکساله بودن محصول انتخابی به‌عمل آمد (۳۷). سپس ویژگی‌های اراضی به‌عنوان ورودی و عملکرد به‌عنوان خروجی مدل در نظر گرفته‌شد. برای این منظور به کمک الگوریتم ژنتیک به آموزش شبکه عصبی پرداخته و به تخمین تولید گندم با استفاده از داده‌های ورودی پرداخته‌شد. نهایتاً کارایی آن‌ها از طریق آماره‌های ضریب تبیین ($R^2$) (رابطه ۱)، جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) (رابطه ۲)، نش–ساتکلیف (E) (رابطه ۳) مورد ارزیابی قرار گرفت.

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^{n}(q_i - \overline{q_i})(\hat{q}_i - \overline{\hat{q}_i})]^2}{\sum_{i=1}^{n}(q_i - \overline{q}_i)\sum_{i=1}^{n}(\hat{q}_i - \overline{\hat{q}})^2} \quad (۱)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(q_i - \hat{q}_i)^2} \quad (۲)$$

$$E = \frac{\sum_{i=1}^{n}(Oi - \overline{Ii})^2}{\sum_{i=1}^{n}(Oi - \overline{Oi})^2} \quad (۳)$$

در این روابط، $O_i$ مقدار عملکرد مشاهده‌شده (میانگین ۲ ساله)، $I_i$ مقدار عملکرد برآورد شده توسط مدل شبکه‌های عصبی مصنوعی، $\bar{O}_i$ میانگین مقادیر عملکرد مشاهداتی، $\bar{I}_i$ میانگین مقادیر عملکرد محاسباتی و $n$ تعداد داده‌ها می‌باشد.

در این تحقیق از شبکه‌های عصبی پرسپترون چندلایه استفاده شده است و به‌منظور انجام پیش‌بینی و گرفتن خروجی از شبکه، برای آموزش و هم‌گرایی سریع‌تر و دقت بیشتر شبکه ابتدا ورودی‌های آن با استفاده از تکنیک حداقل – حداکثر (رابطه ۴) استاندارد شده و به داده‌های نرمال (بی بعد) در بازه ۱- تا ۱ تبدیل شدند.

$$X_n = 2\frac{Xr - X\min}{X\max - XmiN} - 1 \quad (۴)$$

در این رابطه $X_r$، $X_n$، $X_{max}$ و $X_{min}$ به‌ترتیب نشان‌دهنده مقادیر واقعی، نرمال‌شده، حداکثر و حداقل داده‌های تحت بررسی است. پس از مرحله نرمال‌سازی، تصادفی نمودن داده‌ها انجام شد. نتیجه این مرحله، داشتن مجموعه‌ای از ورودی و خروجی‌ها می‌باشد که در آن دسته‌های ورودی – خروجی دارای نظام خاصی نیستند. پس از پایان تصادفی نمودن داده‌ها، میزان اطلاعاتی که باید در فرآیند آموزش شبکه استفاده شود، مشخص می‌شود. بر این اساس بخشی از داده‌ها برای آموزش (۸۰ درصد) و بخشی دیگر برای آزمون شبکه (۲۰ درصد) در نظر گرفته می‌شود. تعداد نرون‌های لایه پنهان از طریق سعی و خطا بین ۱ تا ۱۰ نرون برآورد گردید. در لایه پنهان از توابع فعال‌سازی تانژانت هذلولی[1] (رابطه ۵) و زیگموئید[2] (رابطه ۶) استفاده شده‌است.

$$f(x) = \frac{e^x - e^{-x}}{e^x + e^{-x}} \quad (۵)$$

$$f(x) = \frac{1}{1 + e^{-x}} \quad (۶)$$

در این روابط x مقدار داده است.

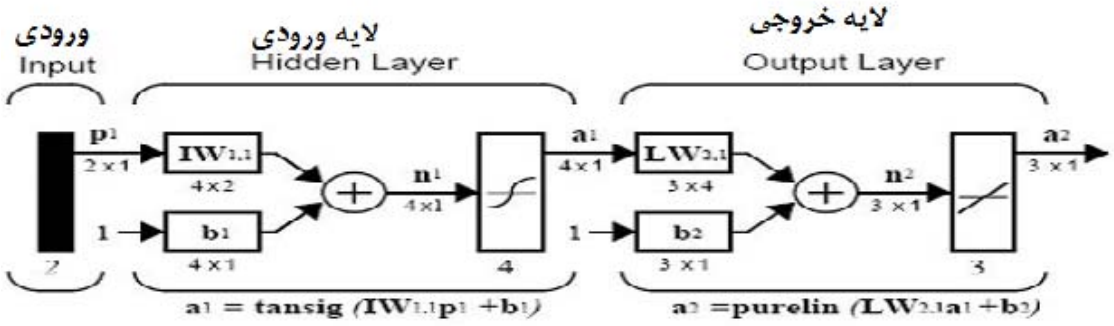
به طور کلی شبکه‌های عصبی به دو نوع شبکه‌های پیشخور[3] و پسخور[4] تقسیم می‌شوند. تفاوت آنها در این است که در شبکه‌های پسخور، حداقل یک سیگنال برگشتی ازیک نرون به همان نرون یا نرون‌های همان لایه و یا لایه قبل وجود دارد. در بیشتر موارد، شبکه‌های عصبی پسخور می‌توانند بسیار مفید واقع شوند. اما در ۸۰ درصد کاربردها از شبکه‌های عصبی پیشخور (شکل ۳) استفاده می‌شود (۱۹). روش کار در شبکه‌های عصبی‌پرسپترون که به‌صورت پرسپترون‌های تک لایه و چند لایه موجود هستند و جزو شبکه‌های عصبی پیشخور طبقه‌بندی می‌شوند، به‌این صورت است که پرسپترون تک‌لایه تنها می‌تواند مسائل مجزای خطی را دسته‌بندی کند و برای مسائل پیچیده‌تر لازم است از تعداد بیشتری لایه استفاده کنیم. شبکه‌های پیشخور چند لایه از یک و یا تعداد بیشتری لایه‌های میانی تشکیل شده‌اند. این شبکه، یک شبکه کاملاً بهم مرتبط می‌باشد. چرا که هر نرون در یک لایه به تمامی نرون‌های لایه بعدی مرتبط می‌باشد. اگر بعضی از این ارتباطات وجود نداشته باشد شبکه، یک شبکه مرتبط ناقص است (۱۱).

الگوریتم یادگیری پس انتشار خطا[5] (BP) از نوع یادگیری با نظارت است. در این روش، هنگامی که ورودی به شبکه اعمال می‌شود، جواب شبکه با جواب هدفی که از طرف ما برای شبکه تعیین شده، مقایسه می‌شود و سپس خطای یادگیری محاسبه شده و از آن برای تنظیم پارامترهای شبکه استفاده می‌گردد. به گونه‌ای که اگر مجدداً به شبکه همان ورودی اعمال شود، خروجی شبکه به جواب هدف نزدیکتر گردد. الگوریتم BP یک قانون یادگیری برای پرسپترون‌های چند لایه است. این الگوریتم بر پایه قانون دلتا و با استفاده از مجموع اندازه مجذور خطا برای نرون‌های خارجی طراحی گردیده است (۹). پارامترهای الگوریتم ژنتیک و نیز تعداد جمعیت و حداکثر تکرار فرآیند یادگیری به‌صورت جدول ۱ تعیین شد. شکل ۴ نیز مراحل اجرای الگوریتم ترکیبی را نشان می‌دهد. در شکل ۴ نمادهای RGA-NN، MLP-MM و MLP -LM به‌ترتیب نشان‌دهنده شبکه‌های عصبی مبتنی بر الگوریتم ژنتیک، شبکه‌های عصبی چند لایه پیشخور با الگوریتم یادگیری ممنتوم و شبکه‌های عصبی چندلایه پیشخور با الگوریتم یادگیری لونبرگ مارکوارت[6] می‌باشد. در مدل ترکیبی عصبی – ژنتیک پس از آموزش، خروجی هر تکنیک به مقیاس واقعی برگردانده شده و کارایی مدل از طریق آماره‌های مختلف سنجیده می‌شود. هدف از به کارگیری الگوریتم ژنتیک بهینه‌سازی پارامتر وزن شبکه عصبی مصنوعی بود. بنابراین تابع هدف الگوریتم ژنتیک تابعی از نتایج آماری شبکه عصبی مصنوعی است (۱۶). برای آموزش ابتدا تعداد P (جمعیت هر نسل)

1- Hyperbolic Tangent
2- Sigmoid
3- Feedback

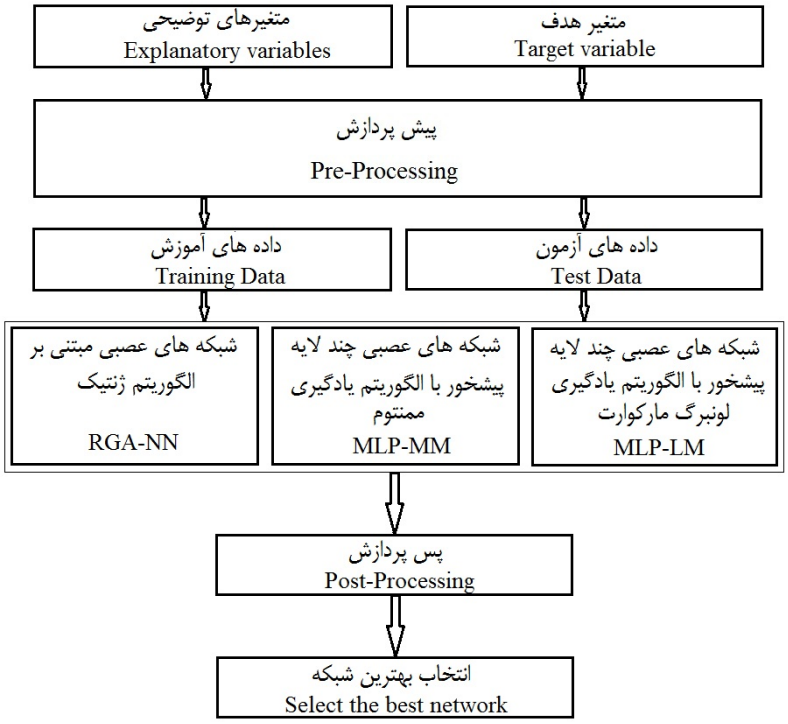
4- Feed forward
5- Back Propagation
6- Levenberg-marquardt algorithm

شبکه عصبی به طور تصادفی مقدار دهی اولیه شد و میزان خطا با استفاده از داده‌های آموزش محاسبه گردید.




**شکل ۳- شبکه پیشخور دولایه (۹)**

**Figure 3- Double layer feed forward networks (9)**




**شکل ٤- فلوچارت الگوریتم ترکیبی تخمین زننده عملکرد گندم آبی (۳۳)**

**Figure 4- Hybrid algorithm flowchart of wheat yield estimation (33)**

در مرحله بعد به روزرسانی پارامترهای شبکه با توجه به مقادیر تولید مشاهده‌شده و نرخ‌های جهش[1] و آمیزش[2] انجام شد. الگوریتم بالا تا نبود بهبودی در پارامترهای شبکه با در نظرگرفتن جمعیت جدید به دست آمده تکرار گردید. در مرحله آخر خروجی به دست آمده از اجرای شبکه با مقادیر واقعی مقایسه و در صورت حداقل شدن تفاوت بین دو مقدار بالا، اجرای مدل خاتمه یافت (۱۶).

## نتایج و بحث

جدول ۱ تنظیم پارامترهای الگوریتم ژنتیک جهت مدل‌سازی و

1- Mutation
2- Cross over

جدول ۲ پارامترهای آماری ویژگی‌های اراضی منتخب در مدل‌سازی عملکرد گندم آبی را در منطقه مطالعاتی نشان می‌دهد. ویژگی‌های انتخابی دارای دامنه وسیعی بوده و بر اساس جدول سایس و همکاران (۳۶) در رشد و عملکرد گیاه گندم موثر هستند (۳۶). نیتروژن و فسفر علاوه بر معیارهای تعریف شده براساس جداول سایس براساس نظرات کارشناسان محلی به‌عنوان داده‌های اولیه برای مدل‌سازی انتخاب شدند.

**جدول ۱-تنظیم پارامترهای الگوریتم ژنتیک**

**Table 1- set the parameters of the genetic algorithm**

| تعداد جمعیت Population number | نرخ جهش Mutation Rate | نرخ تقاطع Intersection rate | حداکثر تکرار فرآیند یادگیری Maximum repeat of learning process |
|---|---|---|---|
| 150 | 0.35 | 0.5 | 1000 |

**جدول ۲- پارامترهای آماریِ ویژگی‌های اراضی انتخابی در مدل‌سازی عملکرد گندم**

**Table 2- Statistical parameters of selected land characteristics in wheat yield modeling**

| ویژگی‌های اراضی Land characteristics | حداقل Minimum | حداکثر Maximum | میانگین Average | ضریب تغییرات Coefficient of variation | واریانس Variance |
|---|---|---|---|---|---|
| شیب (درصد) Slope (%) | 0 | 9 | 4.43 | 85.6 | 14.3 |
| کربن آلی (درصد) Organic carbon (%) | 0 | 1.1 | 0.8 | 48.3 | 0.154 |
| pH | 7.1 | 8.6 | 7.6 | 3.25 | 0.062 |
| آهک (درصد) CaCO3 | 4.4 | 23.3 | 15.2 | 27.5 | 17.5 |
| گچ (درصد) CaSo4 | 0.18 | 18.2 | 7.8 | 101.5 | 63.7 |
| شن (درصد) Sand (%) | 11.05 | 71.8 | 39.3 | 23.5 | 164.1 |
| سیلت (درصد) Silt (%) | 10.06 | 45.2 | 28.7 | 26.2 | 57.04 |
| رس (درصد) Clay (%) | 14.7 | 44.6 | 31.2 | 24.6 | 59.3 |
| سنگریزه (درصد حجمی) Gravel(Volume percent) | 0.43 | 37.1 | 8.39 | 82.4 | 48.09 |
| CEC($Cmc.Kg^{-1}$) | 0.73 | 34.1 | 17.7 | 26.3 | 19.42 |
| نیتروژن کل (درصد) N (%) | 4 | 16 | 9.59 | 34.2 | 10.7 |
| فسفر(میلی‌گرم بر کیلوگرم) P(mg/k) | 6.4 | 26.1 | 15.3 | 23.6 | 30.8 |
| عملکرد واقعی ($Kg\ ha^{-1}$) Real Yield | 800. | 6100 | 2916.25 | 561.36 | 1637074.36 |

با توجه به ماتریس همبستگی پیرسون (جدول۳) درصد شیب، درصد سنگریزه، نیتروژن، فسفر قابل دسترس، ماده آلی وpH به‌عنوان ورودی‌های مدل انتخاب شدند. نتایج موید این مطلب است که از بین ورودی‌های انتخابی، نیتروژن کل بیشترین و ماده آلی کمترین همبستگی را با عملکرد واقعی در منطقه نشان دادند.

نوروزی و همکاران(۲۶) در پیش‌بینی عملکرد گندم دیم در مناطق نیمه‌خشک غرب ایران بیان داشتند که میزان پروتئین موجود در دانه‌ها تحت تأثیر میزان نیتروژن کل خاک بوده و یک پارامتر تاثیرگذار است. روش فائو نیز برای تعیین تناسب یک منطقه در مناطق خشک از کربن آلی استفاده نمی‌کند (۳۶) که نتایج تحقیق فوق نیز دلیل عدم استفاده از این پارامتر را در ارزیابی و تناسب اراضی یک منطقه خشک و نیمه‌خشک را برای محصول گندم تایید می‌نماید (۲۶).

جدول ۴ نتایج مقایسه سه مدل ترکیبی را با استفاده از پارامترهای

آماری مختلف را نشان می‌دهد. نتایج نشان‌دهنده دقت بالای مدل الگوریتم لونبرگ مارکوارت نسبت به دو مدل دیگر است. این مدل دارای ضریب تبیین بالا، جذر میانگین مربعات خطای کمتر وضریب نش- ساتکلیف نزدیک به ۱ دارد.

**جدول ۳- ماتریس همبستگی بین پارامترهای انتخابی برای مدل‌سازی عملکرد گندم آبی**

**Table 3- correlation matrix of selected parameters for wheat yield modeling**

| | شیب Slop | کربن آلی Organic carbon | pH | آهک $CaCO_3$ | گچ $CaSo_4$ | شن Sand | سیلت Silt | رس Clay | سنگریزه Gravel | نیتروژن N | فسفر P | CEC | عملکرد Yield |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| شیب Slop | 1 | | | | | | | | | | | | |
| کربن آلی Organic carbon | 0.6* | 1 | | | | | | | | | | | |
| pH | 0.003 | 0.83 | 1 | | | | | | | | | | |
| آهک $CaCO_3$ | 0.16 | -0.90 | 0.35 | 1 | | | | | | | | | |
| گچ $CaSo_4$ | 0.22* | -0.18 | -0.68 | -0.16 | 1 | | | | | | | | |
| شن Sand | 0.13 | 0.19* | 0.19* | 0.17 | 0.12 | 1 | | | | | | | |
| سیلت Silt | 0.22 | -0.13 | 0.01 | 0.21* | 0.03 | 0.73* | 1 | | | | | | |
| رس Clay | -0.17 | 0.27* | 0.22* | 0.19* | -0.14 | 0.72* | 0.35* | 1 | | | | | |
| سنگریزه Gravel | 0.32* | 0.43* | 0.19* | 0.05 | -0.67 | 0.44* | 0.22* | 0.44* | 1 | | | | |
| نیتروژن N | 0.23* | 0.17 | -0.14 | 0.11 | -0.18 | -0.14 | 0.11 | 0.09 | 0.30* | 1 | | | |
| فسفر P | 0.24* | 0.14 | 0.18 | 0.14 | 0.26* | -0.14 | 0.15 | 0.07 | 0.29* | 0.94* | 1 | | |
| CEC | 0.22* | 0.42* | 0.13 | 0.1 | 0.20* | 0.45* | 0.12 | 0.54* | 0.44* | 0.21* | 0.21* | 1 | |
| عملکرد Yield | 0.25* | 0.19* | -0.12 | 0.04 | 0.13 | -0.12 | 0.11 | 0.07 | 0.32* | 0.91* | 0.89* | 0.17 | 1 |

* همبستگی در سطح احتمال ۰/۰۵ درصد

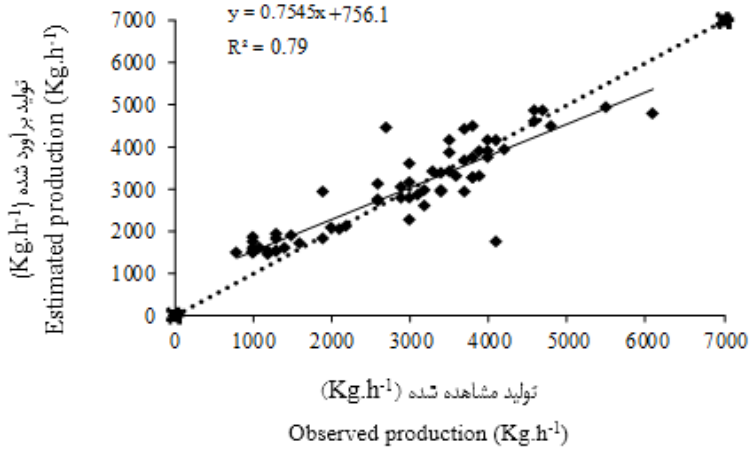
**جدول ٤-پارامترهای آماری سه مدل تخمین عملکرد گندم آبی**

**Table 4- Statistical parameters of three wheat yield prediction models**

| مدل Model | $R^2$ | RMSE | NSE (E) |
|---|---|---|---|
| شبکه‌های مبتنی بر الگوریتم ژنتیک RGA-NN | 0.87 | 473.5 | -1.94 |
| الگوریتم ممنتوم MLP-MM | 0.84 | 604.2 | -2.84 |
| الگوریتم لونبرگ مارکوارت MLP-LM | 0.92 | 357.9 | -1.23 |

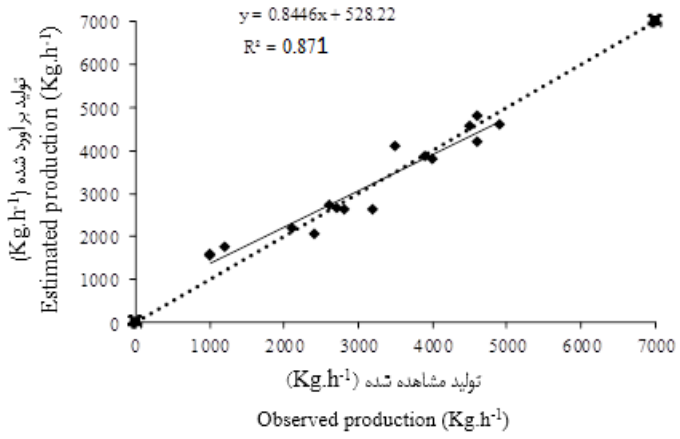
شکل ۵ همبستگی بین عملکرد واقعی و مشاهده‌شده در مرحله آموزش و شکل ۶ در مرحله آزمون را برای مدل انتخابی نشان می‌دهد. نتایج موید این مطلب است که روش ترکیبی دارای دقت بالایی بوده به‌طوریکه در مرحله آموزش ۷۹ درصد و در مرحله آزمون ۸۷ درصد تغییرات عملکرد بستگی به متغیرهای انتخابی و بقیه مربوط به عوامل کنترل‌نشده دارد. در ضمن میانگین انحراف مربعات خطا به ترتیب ۵۸۷ و ۴۷۳/۵ برای مرحله آموزش و آزمون برآورد گردید که با توجه به مقیاس عملکرد و تعداد داده مناسب است که انحراف کم

نمودار همبستگی تولید پیش‌بینی شده از تولید واقعی از خط نیمساز زاویه نیز در تایید این مطلب است. همچنین روند یادگیری شبکه براساس الگوریتم ژنتیک در انتهای فرآیند یادگیری خطای کمتری داشته است و الگوریتم ژنتیک در یافتن نقاط حداقل خطای مربوط به داده‌های آزمون (نقطه توقف و اوزان ایده‌آل شبکه)، این خطا را بسیار ناچیز ارائه می‌کند. نهایتا نتایج موید این مطلب است که استفاده از تکنیک‌های غیرخطی در مدل‌سازی و تخمین عملکرد به‌عنوان یک پارامتر دیریافت و غیرخطی با موفقیت همراه بوده است. همچنین مقادیر واقعی و پیش‌بینی‌شده عملکرد گندم براساس شبکه‌های عصبی مبتنی بر الگوریتم ژنتیک نشان می‌دهد که نقاط پیش‌بینی تقریباً منطبق بر نقاط واقعی هستند. این امر توانایی مناسب الگوریتم پیشنهادی را در تخمین عملکرد و در شرایط تقریبی محدودیت داده را نشان می‌دهد. لیو و همکاران (۱۸) و ساداث (۳۵) در تحقیقات مشابهی تغییرپذیری مکانی ویژگی‌های اراضی را عامل ایجاد خطا در تخمین عنوان نمودند و پیشنهاد کردند واحدهای اراضی بایستی تا حد امکان کاهش یابد (۱۸و ۳۵). در تحقیق حاضر در هریک از مزارع گندم خاکرخی حفر گردید و عملکرد نیز در ۵ نقطه از اطراف خاکرخ به روش پلات‌های ۱×۱ محاسبه و بعد از میانگین‌گیری به هکتار تعمیم داده شد. لازم به ذکر است که این کار در ۲ سال متوالی صورت گرفته است.




**شکل ۵- رابطه بین عملکرد مشاهده‌شده و پیش‌بینی شده در بخش آموزش**

**Figure 5- Relationship between observed and predicted yield in the train**




**شکل ٦- رابطه بین عملکرد مشاهده‌شده و پیش‌بینی شده در بخش آزمون**

**Figure 6- Relationship between observed and predicted yield in the test.**

## نتیجه‌گیری کلی

الگوریتم ژنتیک و شبکه‌های عصبی از مهم‌ترین تکنیک‌ها در مدل‌سازی فرآیندهای غیرخطی بوده و جستجوی نقطه بهینه و عدم تحمیل فرم تبعی خاص از نقاط قوت الگوریتم ژنتیک و شبکه‌های عصبی می‌باشند. در این تحقیق یافته‌ها ضمن تایید نتایج مطلوب این تکنیک‌ها در صورت استفاده از تابع فعال‌سازی سیگموئیدی در لایه

پنهان و تابع فعال‌سازی خطی در لایه خروجی در کلیه شبکه‌های عصبی، نشان داد که تکنیک ترکیبی پیشنهادی نتایج بسیار بهتری داشته است. همچنین این نتایج قدرت پیش‌بینی بهتر شبکه‌های عصبی مبتنی بر الگوریتم پس‌انتشار خطا با تابع آموزشی لونبرگ – ماکوارت در مقایسه با انواع دیگر شبکه‌های عصبی را تایید کرده و نشان می‌دهد که شبکه‌های عصبی مبتنی بر الگوریتم ژنتیک با کد گذاری حقیقی، با حداقل خطای تخمینی در داده‌های آموزش و آزمون به ترتیب برابر با ۰/۷۹ و ۰/۹۲ روش مناسب جهت تخمین عملکرد گندم در منطقه مطالعاتی می‌باشد. همچنین با توجه به تایید قدرت توضیح‌دهندگی متغیرهای خاک و زمین‌نمای انتخابی در این مطالعه و توصیف بهتر شرایط موثر بر عملکرد گندم در منطقه، استفاده از این متغیرها در مطالعات آتی جهت تخمین مطلوب‌تر تقاضای انرژی پیشنهاد می‌شود. با توجه به دقت و صحت تخمین فوق استفاده از این تکنیک در تخمین سایر ویژگی‌های دیریافت خاک و گیاه که در تولید پایدار اراضی به‌عنوان شاخص می‌باشند، توصیه می‌گردد. نهایتا می‌توان چنین عنوان کرد که معیارهای خاکی روابط بسیار قوی با میزان عملکرد محصول داشته، بنابراین مدیریت اراضی برای بهبود وضعیت ویژگی‌های خاک برای حفظ عملکرد بالا، جلوگیری از تخریب اراضی و حفظ آن برای آیندگان در راستای ایجاد یک کشت پایدار اجتناب‌ناپذیر است. همچنین در صورت وجود تغییرات ویژگی‌های خاک در طول زمان از جمله شوری می‌توان به نتایج دقیق‌تر و کاربردی‌تری در راستای توسعه پایدار کشاورزی با درنظرگیری تغییرات اقلیمی دست یافت.

## منابع


1. Ashraf S.H., Ashraf V., and Abbaspour H. 2011. Assessment of land production potential for barley using geographic information system (GIS) method. Indian Journal of Science and Technology, 4(12):1775-1777.
2. Andonie R. 2010. Extreme Data Mining: Inference from small data sets. International Journal of Computes Communications and Control, 5(3): 280-291.
3. Allen R.G., Pereira, L.S Raes D., and Smith M. 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO, Rome, 300(9):D05109.
4. Ayoubi SH.A Givi J., Jalalian A., and Amini., A.M. 2002. Quantitative land suitability evaluation in north Baron Region (esfahan province) for wheat, barley, maize and rice, Journal of Agricultural and Natural resource research and Technology, 3(6): 105-118. (In Persian).
5. Ayoubi SH.A., and Jalalian A. 2010 .Land Evaluation (Agricultural and Natural Resources Secend Edition), Isfahan University of Technology Publication Center, Isfahan, Iran, 385p. (In Persian).
6. Azadeh A., Saberi M., Gitiforouz Z., and Saberi Z. 2009. A Hybrid simulation adaptive network based fuzzy inference system for improvement of electricity consumption estimation. Expert System Applied Journal, 36(8): 11108-11117.
7. Bremner J.M. 1965. Inorganic forms of nitrogen. In: Black (Ed.), Methods of soil analysis. Part 2, Monograph NO, 9: 1179-1232. Am. Soc. Agron., Madison, WI.
8. De la Rosa D., Moreno JA., Garcia LV., and Almorza, J. 1992. Microleis: A microcomputer-based Mediterranean land evaluation information system. Soil Use and Management 8: 89-96.
9. Demuth H., and Beale, M. 2000. Neural Network Toolbox Users Guideline. By The Math Works, Inc, Version 4, 840pp.
10. Dep K., and Beyer G. 2001. Self-adaptive Genetic Algorithms with Simulated Binary Cross over. Evolution Computer Journal, 9:197-221.
11. Eftekhar Ardebili, M. 2004. Artificial Neural Network Modelling. MSc Thesis of AL Zahra university of Tehran, Tehran.
12. Etedali1 S., Givi J., and Nouri M.R. 2012. Comparison Between Land Production Potential Prediction for Maize, Using FAO and Wageningen Models and Assessment of Management Level for Its Cultivation Around Shahrekord City. Journal of Water and soil, 26 (4): 873-855. (in Persian).
13. Gee G. W., and Bauder J. W. 1986. Particle size analysis. p. 383-411. In: A. Klute (Ed), Methods of soil analysis. Part I. Physical and mineralogical methods, 2nd ed., Agronomy Monograph. No: 9. ASA and SSSA. Madison, WI.
14. Halder J.C. 2013. Land suitability assessment for crop cultivation by using remote sensing and GIS. Journal of Geography and Geology, 5(3): 65-78.
15. Jalalian A., Rostaminia M., Ayoubi SH.A., and Amini Am. Qualitative, Quantitative and economic land suitability evaluation for wheat, maize and sesame in Mehran plain. Journal of Agricultural and Natural resource research and Technology, 4(3): 393-403. (In Persian).
16. Kim S., and Kim S.H. 2008. Neural Networks and genetic algorithm approach for nonlinear evaporation and evapotranspiration modeling. Journal of Hydrology, 351: 299-317.
17. Koza J.R. 2008. htpp://www.genetic-programming.com,The home page of john R. Koza at Genetic Programming Lnc.

18. Liu J., and Goering C.E. 1999. Neural network for setting target corn yields. ASAE paper 99-3040, Toronto, Ontario,Canada, July 18-21.
19. Manhaj, M.B. 2005. Fundamental of Artificial Neural Network. Amir kabir University of Technology Center, 712p.
20. McLean E.O. 1982. Soil pH and Lime requirement. Pp. 199-224. In: Page AL, Miller RH and Keeney DR (eds). Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Micromorphological Properties. 2nd ed. Agron, Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
21. Mohammadi J. 2006. Pedometrics: Classical Statistics. Pelk publication. (in Persian).
22. Mohammadi J. 2006. Pedometrics: Fuzzy Systems Theory. Pelk publication. (in Persian).
23. Nelson R.E. 1982. Carbonate and gypsum. Pp. 181-197. In: Page AL, Miller RH and Keeney DR (eds). Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Methods. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
24. Nelson R.E., and Sommers L. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. Pp. 532-581. In: Page AL, Miller RH and Keeney DR (eds). Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Methodes. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
25. Newhall F., and Berdanier C.R. 1996. Calculation of soil moisture regimes from the climatic record. Natural Resources Conversations Service, Soil Survey Investigation. Report No. 46, 13p.
26. Norouzi M., Ayoubi SH.A., Jalalian A., Khademi H. and Dehghani, A. 2010. Predicting rainfed wheat quality and quantity by artificial neural network using terrain and soil characteristics. Acta Agriculturae Scandinavica Section B–Soil and Plant Science, 60(4): 341-352.
27. Olsen S.R., Cole C.V., Watanable, F.S., and Dean, L.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. USDA. Circ. 939. U. S. Government. Print. Office, Washington, DC.
28. Sayegh A.H., Khan P., and Ryan, J. 1978. Factors affecting gypsum and cation exchange capacity determination in gypsiferous soils. Soil Science Journal, 125: 294-300.
29.Schoeneberger P.J., Wysocki D.A., Benham E.C. and Broderson, W.D. 2006. Field Book for Describing and Sampling Soils. Natural Resources Conservation Service, USDA,National Soil Survey Center, Lincoln, NE, 280p
30. Servati M, Jafarzadeh, A.A., Ghorbani M.A., Shahbazi F. and Davatgar N. 2014. Comparison of the FAO and Albero Models, in Prediction of Irigated Wheat Production Potentials in the Khajeh region.Water and Soil Science Journal, 24: 1-14. (in Persian).
31. Sette S., and Boullart L. 2001. Genetic programming: principles and applications. Engineering Applications of Artificial Intelligence, 14: 727–736.
32. Shite N, Khaje. Geological survey and Mineral Exploration of Iran. 2006. Geology Map of Iran, 1:100000series.
33. Sohrabi vafa H. 2012. Forecasting of energy demand in Iran by soft computation technic. Msc thesis of shahid abbaspour energy and water Industry university.
34. Soil Survey Field and Labra Methods Manuals. 2014. Soil Survey Investigations Report No.51.Version.2. Issued 2014.
35. Sudduth K.A., Drummond S.T., Birrell S.J., and Kitchen, N.R. 1996. Analysis of spatial factors influencing crop yield, in Proc. 3rd Int. Conf. On Precision Agriculture, P.C. Robert et al. (ed.), pp. 129-140.
36. Sys C., Van Ranset E., and Debaveye J. 1991a. Land Evaluation, Part I, Principle in Land Evaluation and Crop Production Calculation, International Training Center for Post Graduate Soil Scientists, Ghent University, Ghent., Belgium.
37. Sys C., Van Ranset E., and Debaveye J. 1991b. Land Evaluation, Part II, Methods in Land Evaluation. International Training Center for Post Graduate Soil Scientists, Ghent University, Ghent, Belgium.
38. Taghizadeh Mehrjerdi R., Seyedjalali S.A., and Sarmadian F. 2016. Prediction of Corn Spatial yield by soil digital mapping in Gotend region (Khuzestan Province, IRAN). Jornal of plant production, 19 (4): 70-96.
39. Yang Y., and Cai Y. 2000. Sustainable evaluation on rural resources, environment and development of China – the SEEA method and its applications. Acta Geographica Sinica, 55 (5): 596–606.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 715-726

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۲۶-۷۱۵

# Prediction of Irrigated Wheat Yield by using Hybrid Algorithm Methods of Artificial Neural Networks and Genetic Algorithm

**A. Barikloo[1]- P. Alamdari*[2]- K. Moravej[3] – M. Servati[4]**

Received: 16-06-2016
Accepted: 08-03-2017

**Introduction:** In recent decades, the most important issue for agricultural activities is maximizing the productions. Today, wheat is grown on more lands than any other commercial crops and continues to be the most important food grain source for humans. Sustainable agriculture is a scientific activity based on ecological principles with focus on achieving sustainable production. It requires a full understanding of the relationships between crop production with soil and land characteristics. Furthermore, one of the objectives of sustainable agriculture is enhancing the agricultural production efficiency through applying proper management, which requires a deep understanding of relationships between production rate, soil and environment characteristics. Hence, the first step in this process is finding appropriate methods which are able to determine the correct relationships between measured characteristics of soil and environment with performance rate. The aim of this study was evaluating the performance of neuro-genetic hybrid model in predicting wheat yield by using land characteristics in the west of Herris City.

**Materials and Methods:** The study area was located in the northwest of east Azarbaijan province, Heris region. In this study, 80 soil profiles were surveyed in irrigated wheat farms and soil samples were taken from each genetic horizon for physical and chemical analyses. In this region, soil moisture and temperature regimes are Aridic border to Xeric and Mesic, respectively. The soils were classified as Entisols and Aridisols. We used 1×1 m woody square plots in each profile to determine the amounts of yield. Because of nonlinear trend of yield, a nonlinear algorithm hybrid technique (neural-genetics) was used for modeling. At first step, the average weight of soil characteristics (from depth of 100 cm) and landscape parameters of selected profiles were measured for modeling according to the annual growing season of wheat. Then, land components and wheat yield were considered as inputs and output of model, respectively. For this reason, genetic algorithm was investigated to train neural network. Finally, estimated wheat yield was obtained using input data. Root mean square error (RMSE) and Coefficient of determination ($r^2$), Nash-Sutcliffe Coefficient (NES) indices were used for assessing the method performance.

**Results and Discussion:** The sensitivity analysis of model showed that soil and land parameters such as total nitrogen, available phosphorus, slope percentage, content of gravel, soil reaction and organic matter percentage played an important role in determining wheat yield in the studied area. The soil organic matter and total nitrogen had the highest and lowest correlation with wheat yield quantity and quality, respectively, indicating the total nitrogen was the most important soil property for determination of wheat yield in our studied area. We found that network learning process based on genetic algorithms in the learning process had lower error. The findings showed that beside of confirming the desired results in the case of using sigmoid activation function in the hidden layer and linear activation function in the output layer of all neural networks, it is demonstrated that the proposed hybrid technique had much better results. These findings also confirm better prediction ability of neural network based on error back propagation algorithm or Levenberg-Marquardt training algorithm compared to other types of neural network confirms.

**Conclusion:** Using nonlinear techniques in modeling and forecasting wheat yield due to its nonlinear trend and influencing variables is inevitable. Recently, genetic algorithms and neural network techniques is considered as the most important tools to model nonlinear and complex processes. Despite the advantages of these techniques there are a lot of weaknesses. Imposing specific conditioned form by researchers in the techniques of genetic algorithms and stopping neural network learning at the optimal points are the main weaknesses of these

1, 2 and 3- M.Sc. Graduated and Assistant Professors of Soil Science Department, Faculty of Agriculture, University of Zanjan, Respectively
(*-Corresponding Auther Email: p_alamdari@znu.ac.ir)
4- Assistant Professor of Shahid Bakeri High Education Center of Miandoab, Urmia University

techniques, while searching for global optimal point and not imposing a specific functional forms are the robustness of genetic algorithm techniques and neural networks, respectively. Results of this study indicated that the proposed hybrid technique had much better results. Correlation coefficient (0.87) and average deviation square error (473.5) were high and low, respectively. It can be concluded that the surveyed soil properties have very strong relationship with the yield. Implementation of appropriate land management practices is thus necessary for improving soil and land characteristics to maintain high yield, preventing land degradation and preserving it for future generations required for sustainable development.

**Keywords:** Hard and Readily measured properties, Management, Modelling, Sustainable agriculture

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۳۷-۷۲۷

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 727-737

# بررسی اثرات انواع خاکپوش بر کارایی مصرف آب وشاخص‌های رشد ذرت سینگل کراس ۷۰٤

شکوفه نجف آبادی[۱]- محمدرضا نوری امامزاده‌ای[۲*]- مهدی قبادی نیا[۳]- عبدالرزاق دانش شهرکی[٤]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۵/۰۴
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۱/۱۹

## چکیده

مهمترین هدف برنامه‌ریزی و مدیریت آبیاری افزایش بهره‌وری و راندمان مصرف آب و در عین حال دارا بودن یک سامانه پایدار تولید است. به منظور بررسی تاثیر انواع خاک‌پوش بر کارایی مصرف آب، شاخص‌های رشدو عملکرد ذرت، پژوهشی به صورت طرح بلوک‌های کامل تصادفی با ۶ تیمار و ۳ تکرار در سال زراعی ۹۳-۹۴ در مزرعه پژوهشی دانشگاه شهرکرد انجام شد. تیمارها شامل شاهد (بدون پوشش)، پوشش پلاستیک شفاف، پلاستیک سیاه، گونی نخی کناف، گونی سفید و آبی بود. در طول فصل کشت، رطوبت خاک تا عمق توسعه موثر ریشه اندازه‌گیری و آبیاری‌ها بر اساس کمبود رطوبت خاک با تأمین نیاز آبی کامل تعیین و اعمال گردید. در طول فصل رشد نمونه‌برداری برای تعیین میزان ماده خشک برگ، ساقه و میزان آماس نسبی برگ انجام گرفت و در پایان فصل رشد نیز میزان حجم آب مصرفی، میزان دانه تولیدی، اندازه‌گیری و ثبت گردید. نتایج نشان دادکه خاک‌پوش‌ها در تمام مراحل اندازه‌گیری تأثیر افزاینده بر محتوای نسبی آب برگ داشته‌اند که این می‌تواند ناشی از تأثیر آن‌ها بر حفظ رطوبت خاک باشد. خاک‌پوش پلاستیک شفاف بیشترین تأثیر را بر شاخص برداشت با مقدار ۵۳/۹۷ درصد داشت که این مقدار متناظر افزایش ۳۲ درصد نسبت به تیمار شاهد بود. بیشترین و کمترین میزان کارایی مصرف آب به ترتیب مربوط به تیمار گونی‌سفید و شاهد با مقادیر ۲/۷ و ۱/۴ کیلوگرم وزن خشک دانه بر مترمکعب بدست آمدکه این معادل افزایش ۹۳ درصد میزان کارایی مصرف آب می‌باشد. بنابراین خاک‌پوش گونی‌های سفید وآبی بیشترین تأثیر را بر حفظ رطوبت خاک و عملکرد محصول دارا بودند.

**واژه‌های کلیدی:** بهره‌وری مصرف آب، تبخیر، شاخص سطح برگ، مالچ، محتوای نسبی آب برگ

## مقدمه

آب مایه حیات و عامل رشد و توسعه جوامع بشری است. همه صاحب‌نظران بر این باورند که کشورمان از این موهبت الهی کم بهره است. یکی از مهم‌ترین عوامل محدود کننده تولید گیاهان زراعی در مناطق خشک و نیمه خشک کمبود آب در مراحل رشد است. بخش کشاورزی با مصرف سالانه حدود ۹۴ میلیارد متر مکعب آب، بزرگ‌ترین مصرف کننده منابع آب تجدیدشونده کشور می‌باشد. بنابراین همه تلاش‌ها، برنامه‌ریزی‌ها و اقدامات می‌بایست صرف افزایش راندمان و بهره‌وری مصرف آب کشاورزی گردد (۱۹). رشد سریع جمعیت و افزایش تقاضا برای غذا، تولیدات کشاورزی را افزایش داده و این امر به نوبه خود سبب افزایش تقاضا برای آب را طلب خواهد نمود. از این رو اجرای برنامه‌های تحقیقاتی جهت برنامه‌ریزی و مدیریت صحیح آبیاری در مزارع کشاورز ی به عنوان یک گزینه به‌زراعی، امری لازم و ضروری است (۱۶). به همین دلیل پژوهش‌های اخیر پژوهشگران به منظور صرفه‌جویی در مصرف آب و نیز افزایش بازده آبیاری و کارایی مصرف آب سوق پیدا کرده است.

از آنجایی که بخش بزرگی از آب به‌کار رفته در عملیات آبیاری صرف تبخیر از سطح خاک می‌گردد، لذا کنترل تبخیر از سطوح فاریاب با استفاده از روش‌های فیزیکی و شیمیایی، راه حل مهمی در حفاظت از منابع آب است. در بسیاری از موارد کاهش تبخیر به مراتب ارزان‌تر از جمع آوری و ذخیره همان مقدار آب از منابع دیگر است. بنابراین با اعمال مدیریت صحیح و به کارگیری فناوری‌های پیشرفته از طریق حفظ رطوبت، افزایش نگه‌داری آب در خاک و بهبود وضعیت نفوذپذیری آب در خاک می‌توان بازده مصرف آب را بالا برد. یکی از

۱، ۲ و ۳-به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد آبیاری زهکشی، دانشیار و استادیار گروه مهندسی آب، دانشگاه شهرکرد
(*- نویسنده مسئول (Emeil: Nouri1351@yahoo.com)
۴-استادیار گروه مهندسی زراعت، دانشگاه شهرکرد
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.57266

روش‌های فیزیکی کاهش تبخیر سطحی آب خاک، استفاده از انواع خاک‌پوش و بخصوص خاکپوش‌های پلاستیکی می‌باشد. این روش با حفظ و ذخیره رطوبت خاک، استفاده حداکثر از آب را به ویژه در زراعت محصولات ردیفی امکان‌پذیر می‌سازد (۷). درصورت استفاده از خاک‌پوش، به علت عدم تماس هوای خشک با سطح خاک و تابش خورشیدی به سطح آن، از تبخیر جلوگیری می‌شود. همچنین در صورت تبخیر آب از سطح خاک، بخار آب در زیر پوشش پلاستیکی دوباره تبدیل به قطرات آب شده و به سطح خاک باز خواهد گشت. به لحاظ آنکه سهم زیادی از رطوبت سطحی خاک در اثر تبخیر از دست می‌رود، انتظار می‌رود استفاده از مالچها سبب کاهش میزان تبخیر سطحی و حفظ رطوبت خاک گردند (۲۲). درمناطق خشک و نیمه خشک نظیر ایالت کارولینای جنوبی امریکا، حدود۴۰ تا۷۰ درصد از اتلاف آب از سطح خاک بوسیله تبخیر می‌باشد که می‌توان بوسیله مواد پوشاننده خاک از آن جلوگیری نمود و دراختیار گیاه قرار داد (۱۰). از طرفی بارت و همکاران در تحقیقی در مورد تاثیر استفاده از خاک‌پوش انجام دادند که نتایج نشان داد با این روش می‌توان بعد از آبیاری میزان تبخیر از سطح خاک را از ۱۱ تا ۸۴ درصد برای یک دوره کوتاه مدت و نصف این میزان را در دراز مدت کاهش داد (۲). استفاده از مواد پوشاننده خاک، میزان رطوبت خاک را ۲۰ تا ۳۰ درصد افزایش می دهد (۱۱). از مزایای استفاده از خاک‌پوش‌ها می‌توان، افزایش بهره‌وری مصرف آب، مبارزه با علف‌های هرز، جلوگیری از سله بستن خاک، افزایش حاصل‌خیزی خاک، مبارزه با پاتوژن های خاکزی، جلوگیری از فرسایش خاک، جلوگیری از نوسانات دمای خاک و حفظ رطوبت خاک را برشمرد. مالچ در واقع یک راه حل مناسب برای مساله کمبود آب است و در بسیاری از نقاط جهان نیز مورد توجه قرار گرفته است. مالچها ضمن کاهش تبخیر از خاک به ثبات دمای خاک نیز کمک می‌کنند (۴).

بررسی دقیق میزان مصرف آب در هر آبیاری، اولین قدم موثر در جهت بهبود کارایی مصرف آب می‌باشد. یکی از مهم‌ترین عوامل موثر در برنامه‌ریزی آبیاری، کارایی مصرف آب یا مقدار ماده‌ی خشک تولیدی به ازای واحد آب مصرفی است.هاول و همکاران (۸)کارایی مصرف آب را برای ذرت ۱/۲۴ تا ۱/۴۷ کیلوگرم بر متر مکعب گزارش نمودند. بررسی‌های انجام شده در چند دهه گذشته حاکی از این است که افزایش عملکرد محصول از طریق افزایش کارایی مصرف آب امکان‌پذیر است. سانچیز و همکاران (۲۳) بیان داشتند که محتوای نسبی آب برگ ممکن است تعادل بین آب تأمین شده برای برگ و سرعت تعرق را بهتر از سایر اجزای روابط آبی منعکس کند، لذا آن را شاخص مناسبی برای نشان دادن وضعیت آبی برگ دانسته‌اند. محتوای نسبی آب برگ با توجه به نوع گیاه، نیاز تبخیری و سایر شرایط اتمسفری و محیطی می‌تواند متفاوت باشد. هر عاملی که بدون افزایش تبخیر محدودیت‌های رشد مرتبط با آب را در گیاه کاهش دهد، باعث افزایش کارایی مصرف آب خواهد شد(۶). تنش شدید کمبود آب باعث کاهش تعرق و افزایش دمای برگ و در نتیجه پژمردگی و پیری زودرس برگ‌ها شده که این نیز کاهش جذب تشعشع فعال فتوسنتزی را در پی داشته و منجر به کاهش تولید ماده خشک می‌شود (۱۴). شاخص سطح برگ در طی مراحل نمو ذرت، از زمان جوانه زنی تا رسیدگی، از روند خاصی پیروی می‌کند و حداکثر شاخص سطح برگ در مرحله گرده افشانی و یا چند روز پس از آن مشاهده می‌شود و سپس به علت پژمردگی برگ‌های پایینی و ریزش برگ‌ها کاهش می‌یابد(۵).کاربرد بقایای گیاهان زراعی به عنوان مالچ علاوه بر تعدیل نوسانات دمای خاک، کاهش رواناب،افزایش نفوذپذیری و بهبود ساختمان خاک می‌تواند باعث افزایش عملکرد گیاهان زراعی به ویژه ذرت گردد (۱۵). همچنین اگر گیاه ذرت در مرحله رشد رویشی با کمبود آب مواجه شود، وزن کل دانه‌های تولید شده کاهش خواهد یافت. ستر (۲۴) اظهار داشت که کمبود آب از جمله عوامل محدود کننده‌ی رشد و نمو گیاه می‌باشد که علاوه بر کاهش ماده‌ی خشک تولیدی، موجب اختلال در تخصیص کربوهیدرات‌ها به دانه و در نتیجه کاهش شاخص برداشت می‌شود.شاخص برداشت در شرایط خشکی تابع مقدار آب استفاده شده پس از گرده افشانی بوده و هر چه بیشتر باشد شاخص برداشت نیز بیشتر خواهد بود و علت کاهش شاخص برداشت، کاهش بیشتر عملکرد دانه نسبت به عملکرد بیولوژیک در شرایط کمبود آب به ویژه در زمان گل‌دهی است (۲۱).

با آنکه در تحقیقات متعددی تأثیر خاک‌پوش‌ها بر کاهش تبخیر سطحی انجام شده است، لاکن مقایسه تأثیر خاک‌پوش‌های متنوع بر کارایی مصرف آب و شاخص‌های رشد کمتر صورت گرفته است. لذا در این پژوهش تأثیر خاک‌پوش‌های مختلف بر شاخص‌های یاد شده بر گیاه ذرت رقم سینگل کراس ۷۰۴ انجام شده است.

## مواد و روش‌ها

به منظور بررسی تأثیر انواع خاک‌پوش، آزمایشی به صورت کشت مزرعه‌ای در قالب طرح آماری بلوک‌های کامل تصادفی، با یک فاکتور (نوع خاک‌پوش) در ۳ تکرار در دانشگاه شهرکرد در سال زراعی ۹۳-۹۴ انجام شد. فاکتور خاک‌پوش در ۶ سطح شامل: تیمار شاهد (بدون خاک‌پوش) و خاک‌پوش‌های پلاستیک شفاف، پلاستیک سیاه، گونی نخی کناف، گونی سفید و آبی در نظر گرفته شد. به منظور تهیه زمین عملیات خاک‌ورزی و آماده‌سازی زمین، شامل یک شخم عمیق و دو دیسک عمود برهم، تسطیح، ایجاد شیار و کرت بندی، انجام شد. هر تیمار دارای چهار خط کاشت به طول ۵ متر و عرض ۷۵ سانتی‌متر بود. فاصله بوته‌ها از یکدیگر ۲۰ سانتی‌متر و فاصله هر

تیمار از تیمار دیگر به صورت یک خط نکاشت بود. در این آزمایش از بذر ذرت رقم سینگل کراس ۷۰۴ که از نظر دوره رشد دیررس محسوب می‌شود، استفاده شد. کشت بذرها به صورت هیرم کاری و جهت اطمینان از تراکم مطلوب به صورت کپه‌های با دو تا سه بذر در هر کپه انجام شد. سپس بوته‌های اضافی در مرحله ۴-۲ برگی تنک شدند. بذرها پیش از کاشت با قارچ‌کش ویتاواکس ضدعفونی شد. سطح خاک در مرحله ۴-۲ برگی به وسیله خاک‌پوش‌های پیش‌بینی شده برای هر تیمار پوشانده شد. دور آبیاری برای همه تیمارها ثابت ۵ روز در نظر گرفته شد و همه تیمارها تا مرحله چهار تا پنج برگی بطور یکسان آبیاری شدند. تمام عملیات‌های آبیاری با سنجش مقدار آب بکار رفته در تمام کرت‌های آزمایشی مربوط به هر تیمار به طور مجزا با استفاده از کنتور سنجش و اعمال گردید. پس از کاربرد خاک‌پوش‌ها و استقرار کامل گیاه (بعد از مرحله ۴ تا ۵ برگی) مقدار آب مورد نیاز هر تیمار به طور مجزا محاسبه و برنامه‌ریزی آبیاری کرت‌های هر تیمار متناسب با نیاز آبی محاسبه شده انجام می‌شد. برای محاسبه مقدار آب مورد نیاز در هر اتفاق آبیاری قبل از هر عملیات آبیاری ابتدا رطوبت خاک با استفاده از دستگاه رطوبت‌سنج خاک (SM300) در سطح و اعماق ۲۰ و ۴۰ سانتی‌متری اندازه‌گیری شده و با توجه به میانگین رطوبت خاک در این اعماق و در نظر گرفتن حداکثر تخلیه مجاز آب برابر ۵۰ درصد برای ذرت و عمق موثر ریشه که برابر با ۴۵ سانتی‌متر حجم آب آبیاری در آن عملیات در هر تیمار با استفاده از رابطه ۱ محاسبه شد. همان گونه که انتظار می‌رفت میزان آب مورد نیاز برای تیمارهای مختلف پوششی متفاوت بدست آمد.

$$V = (\theta_{FC} - \theta_{soil}) * D_r \quad (۱)$$

$$\text{میزان محتوای نسبی آب برگ} = \frac{\text{وزن برگ خشک تشنه} - \text{وزن تازه برگ}}{\text{وزن برگ خشک تشنه} - \text{وزن برگ آماس شده}} * 100 \quad (۲)$$

که در آن V حجم آب آبیاری بر حسب متر مکعب، $\theta_{FC}$ درصد رطوبت حجمی خاک در حد ظرفیت زراعی، $\theta_i$ درصد حجمی رطوبت خاک که نزدیک حد پایینی رطوبت سهل‌الوصول است، $D_r$ عمق ریشه بر حسب متر، $A$ مساحت خیس‌شده خاک بر حسب متر مربع می‌باشند. در نهایت کل حجم آب داده شده به گیاه در انتهای فصل رشد محاسبه و حجم آب مصرفی هر تیمار تعیین گردید.

در طول دوره رشد و پایان فصل رشد، پس از اندازه‌گیری شاخص‌های رشد و عملکرد محصول، پارامترهای محتوای نسبی آب برگ (RWC)، شاخص سطح برگ (LAI)، شاخص برداشت و بهره‌وری مصرف آب با استفاده از روابط زیر اندازه‌گیری شد.

شاخص سطح برگ (LAI) بیان کننده سطح برگ به سطح زمین اشغال شده توسط محصول است. شاخص سطح برگ عبارت است از نسبت سطح برگ به سطح زمینی که برگ‌ها بر روی آن سایه‌اندازی نموده‌اند.

$$LAI = \frac{LA}{GA} \quad (۳)$$

که در آن LAI شاخص سطح برگ، LA سطح برگ، GA زمین اشغال شده می‌باشد.

پس از اتمام دوره رشد نیز وزن هزار دانه، وزن محصول، وزن خشک و تر کل هر تیمار اندازه گیری شد، علاوه بر آن صفاتی مانند شاخص برداشت، کارایی مصرف آب محاسبه گردید.

در زمان رسیدگی برداشت نهایی به صورت دستی با در نظر گرفتن حاشیه از دو خط میانی هر کرت انجام شد. نمونه‌های مربوط به هر واحد آزمایشی پس از اتیکت‌گذاری به آزمایشگاه منتقل و توزین گردید. در آزمایشگاه بلال‌ها جهت تعیین عملکرد و اجزای عملکرد دانه شمارش و جدا شدند و در نهایت محاسبه عملکرد ماده خشک کل (عملکرد بیولوژیک) و عملکرد دانه، از بخش‌های مختلف گیاه به طور تصادفی نمونه‌برداری به عمل آمد. سپس شاخص برداشت بر اساس رابطه‌ی زیر محاسبه گردید.

$$\text{شاخص برداشت (درصد)} = \frac{\text{وزن خشک عملکرد دانه (گرم در متر مربع)}}{\text{وزن خشک عملکرد بیولوژیکی (گرم در متر مربع)}} * 100 \quad (۴)$$

$$\text{کارایی مصرف آب بیولوژیک (کیلوگرم بر متر مکعب)} = \frac{\text{عملکرد دانه}}{\text{کل حجم آب مصرفی در طول دوره رشد}} \quad (۵)$$

داده‌های به‌دست آمده به کمک نرم‌افزار SAS مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفتند و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن (LSD) در سطح ۵ درصد انجام شد.

## نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس محتوای نسبی آب برگ تحت تاثیر خاک‌پوش‌های مختلف نشان داد که محتوای نسبی آب برگ در تیمارهای مختلف در سطح احتمال ۱ درصد اختلاف معنی‌دار دارند (جدول ۱). روند تغییرات محتوای نسبی آب برگ تحت تیمارهای مختلف در مراحل اول و دوم رشدکه در اوایل گلدهی اندازه‌گیری شده است تقریبا مشابه بوده است. همچنین میزان محتوای نسبی آب برگ در مرحله سوم بیشینه مقدار خود را دارا است، که نشان دهنده این است که گیاه کمتر تحت تاثیر تنش‌های محیطی و کم آبی قرار گرفته است.

**جدول۱- نتایج تجزیه واریانس اثرخاک‌پوش‌های مختلف بر محتوای نسبی آب برگ**

**Table 1-Analysis of variance of the effect of various Mulchesonrelative water content**

| منابع تغییر Source of Variance | درجه آزادی Degree of freedom | میانگین مربعات Sum ofSquares | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | RWC 1 | RWC 2 | RWC 3 | RWC 4 |
| خاکپوش Mulch | 5 | 54.007** | 62.22** | 95.63** | 72.46** |
| خطا Error | 10 | 0.713 | 4.02 | 1.155 | 1.355 |
| ضریب تغییرات CV (%) | | 0.962 | 2.295 | 1.245 | 1.392 |

*معنی‌داری در سطح ۵٪ ،**معنی‌داری در سطح ۱٪

* Significant at the 5% level, ** significant at 1%

محتوای نسبی آب برگ بیانگر نسبت رطوبت گیاه در شرایط واقعی به شرایط آماس کامل است، بنابراین با افزایش شدت تنش خشکی و یا کمبود آب،گیاه از شرایط آماس کامل خارج شده و محتوای نسبی آب برگ به تناسب آن کاهش می‌یابد (۱۳). با توجه به اینکه برداشت نمونه‌ها برای تعیین محتوای نسبی آب برگ یک روز پیش از آبیاری انجام می‌شد، لذا کاهش محتوای نسبی آب برگ با توجه به کمبود رطوبت خاک امری منطقی است.

نتایج تغییرات محتوای نسبی آب برگ گیاه در طول دوره رشد تحت تأثیر تیمارهای مختلف (شکل ۱) نشان داد که روند کلی محتوای نسبی آب برگدر طول دوره در تمام تیمارها به‌جز تیمارهای تحت خاک‌پوش گونی آبی و سفید تقریباً کاهشی است که این می‌تواند ناشی عملکرد ضعیف این تیمارها و در نتیجه کاهش رطوبت خاک متناسب و متأثر از روند افزایشی دمای هوا در طول دوره باشد. محتوای نسبی آب در تیمارهای خاک‌پوش گونی سفید و آبی در طول دوره تقریباً ثابت است که این می‌تواند به دلیل عملکرد خوب این خاک‌پوش‌ها در قطع ارتباط تبخیر سطحی و کاهش تأثیر پذیری تبخیر سطحی از تغییرات دمای هوا باشد. محدودیت در تبخیر سطحی موجبات حفظ رطوبت در خاک را فراهم ساخته و در نتیجه آثار تنش در محتوای نسبی آب کمتر انعکاس یافته است. در این میان هرچند که خاک‌پوش پلاستیک شفاف در مراحل اول رشد، نتایج نزدیک به خاک‌پوش گونی سفید داشت، اما با گذر زمان، تاثیر خاک‌پوش گونی آبی و سفید بر حفظ آماس برگ بیشتر بود و انتظار می‌رود گیاهان تحت پوشش این تیمارها در مقایسه با تیمارهای دیگر و شاهد شرایط مساعدتری از لحاظ حفظ رطوبت در خاک و توزیع یکنواخت‌تر آن داشته و به تبع آن کارایی مصرف آب بیشتری داشته باشند. بین تیمار خاک‌پوش پلاستیک سیاه با تیمار شاهد در طول دوره رشد (به استثنای مرحله سوم)، تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد. علت این امر بی‌ارتباط با عدم دوام جنس خاک‌پوش در مقابل تشعشعات خورشیدی و باد که موجبات تخریب خاک‌پوش را سریعاً فراهم می‌آورند، نیست. بنابراین دیده می‌شود که خاک‌پوش‌هایی که توانستند بیشتر تبخیر سطحی را کنترل کنند، در خاک باعث حفظ رطوبت بیشتری می‌شده‌اند و به تبع آن نشانه‌های تنش آبی کمتر در محتوای نسبی آب برگ ظاهر شده است. این نتایج با دستاوردهای علوی فاضل (۱) و منصوری و همکاران (۱۸) مطابقت دارد.

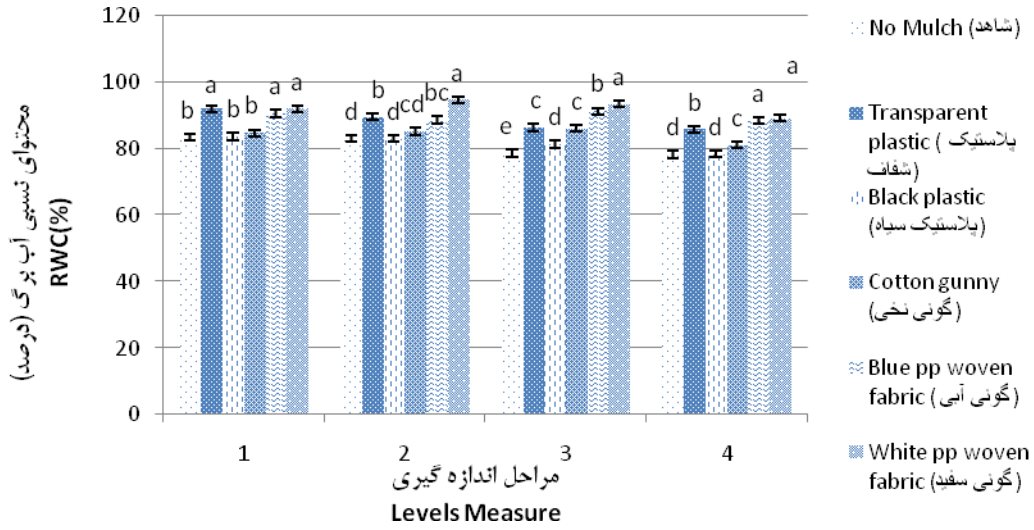
نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثرخاک‌پوش‌های مختلف بر میزان ماده خشک تولیدی در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار است (جدول ۲).

شکل (۲) تغییرات وزن ماده خشک تحت تاثیر خاک‌پوش‌های مختلف را در طول فصل رشد نشان می‌دهد که میزان ماده خشک تولیدی در تمام تیمارها (به استثنای گونی نخی)، نسبت به تیمار شاهد، روند افزایشی داشته است ولی تنها تیمارهای خاک‌پوش پلاستیکی شفاف و گونی آبی با تیمار شاهد اختلاف معنی‌داری داشتند. بیشترین مقدار تجمع وزن ماده خشک کل محاسبه شده در تیمار خاک‌پوش گونی پلاستیکی آبی است که بیانگر شرایط مطلوب رشد و عملکرد مناسب گیاه تحت تاثیر این خاک‌پوش است و کمترین مقدار مربوط به تیمار گونی نخی است. چنان که دیده می‌شود تولید ماده خشک در تیمارهای تحت خاک‌پوش گونی نخی حتی نسبت به تیمار شاهد نیز کمتر است و این می‌تواند به دلیل جذب بیشتر رطوبت خاک توسط این تیمار و در نتیجه تشدید تبخیر سطحی و نیز افزایش شدت تنش در گیاه باشد.

شاخص سطح برگ یکی از شاخص‌های مهم رشد است که از آن به عنوان معیار ارزیابی اندازه مهمترین اندام فتوسنتز کننده گیاه محسوب می‌شود. در جدول (۲) نتایج تجزیه واریانس اثر تیمارهای مورد بررسی بر شاخص سطح برگ نشان داده شده است. شاخص سطح برگ تحت تاثیر خاک‌پوش‌های مختلف در سطح احتمال ۱ درصد اختلاف معنی‌دار دارد. حداکثر شاخص سطح برگ دارای مقدار

۵/۰۸ است که مربوط به تیمار گونی آبی می‌باشد که بیانگر شرایط رطوبتی مطلوب جهت رشد برگ تحت تاثیر این خاک‌پوش می‌باشد. ضمن اینکه تیمار خاک‌پوش پلاستیکی شفاف نیز با شاخص سطح برگ ۴/۶، با بهترین تیمار در یک گروه آماری قرار گرفتند. کمترین شاخص سطح برگ با مقدار ۲/۵ مربوط به تیمار گونی نخی است (شکل ۳).

خاک‌پوش گونی آبی دارای سرعت رشد اولیه بیشتری است که بیان کننده عملکرد خوب گیاه تحت تاثیر این خاک‌پوش می‌باشد و تیمار گونی نخی دارای شاخص سطح برگ کمتر می‌باشد که علت این امر می‌تواند وجود منافذ درشت این پوشش باشد که سبب رشد علف‌های هرز گردیده که مانع رشد گیاه گردیده است. چاکر (۳) گزارش کرد که کاهش در سطح برگ، خود می‌تواند ناشی از فرآیندهای دیگری درون گیاه باشد که عمدتا مربوط به فتوسنتز است. این فرآیندها موجب تولید برگ‌های کوچک‌تر در شرایط کم آبی می‌شوند و از طرف دیگر موجبات زوال برگ‌ها را زودتر از موعد فراهم می‌کنند.




**شکل ۱- تاثیر خاکپوش‌های مختلف بر درصد محتوای نسبی آب برگ**

**Figure 1-The impact of different Mulches on the percentage of RWC**

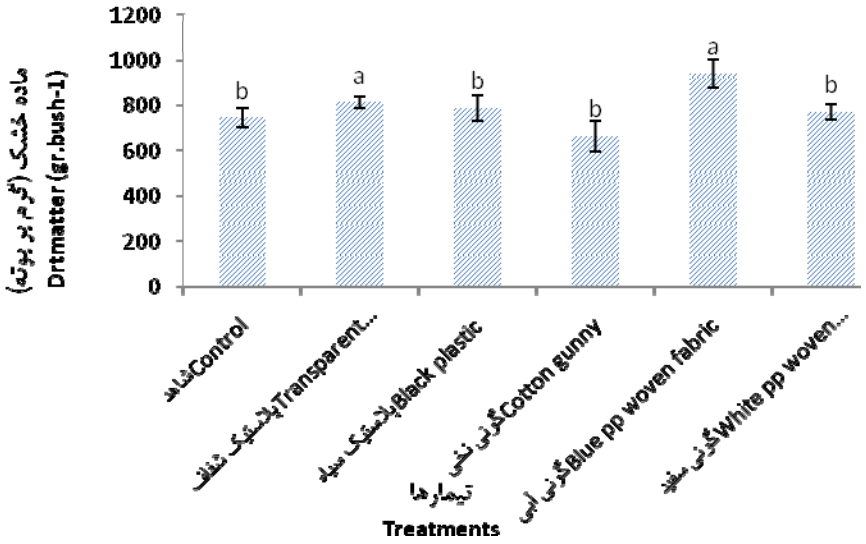
**جدول۲- نتایج تجزیه واریانس اثرخاک‌پوش‌های مختلف بر وزن ماده خشک، حداکثر شاخص سطح برگ، وزن صد دانه، شاخص برداشت و کارایی مصرف آب**

**Table 2-The results of the effect Mulches dry weight, maximum leaf area index, seed weight, harvest index and water use efficiency**

| منابع تغییرات Source of Variance | درجه آزادی Degree of freedom | میانگین مربعات Sum of Squares | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ماده خشک Dry matter | شاخص سطح برگ LAI | وزن صد دانه Seed weight | شاخص برداشت HI | کارایی مصرف آب WUE |
| خاکپوش Mulch | 5 | 24747.31* | 3.13** | 9.13* | 69.57* | 8.01** |
| خطا Error | 10 | 5682.19 | 0.1 | 2.56 | 25.81 | 0.155 |
| ضریب تغییرات CV (%) | | 9.56 | 8.52 | 10.9 | 11.4 | 6.75 |

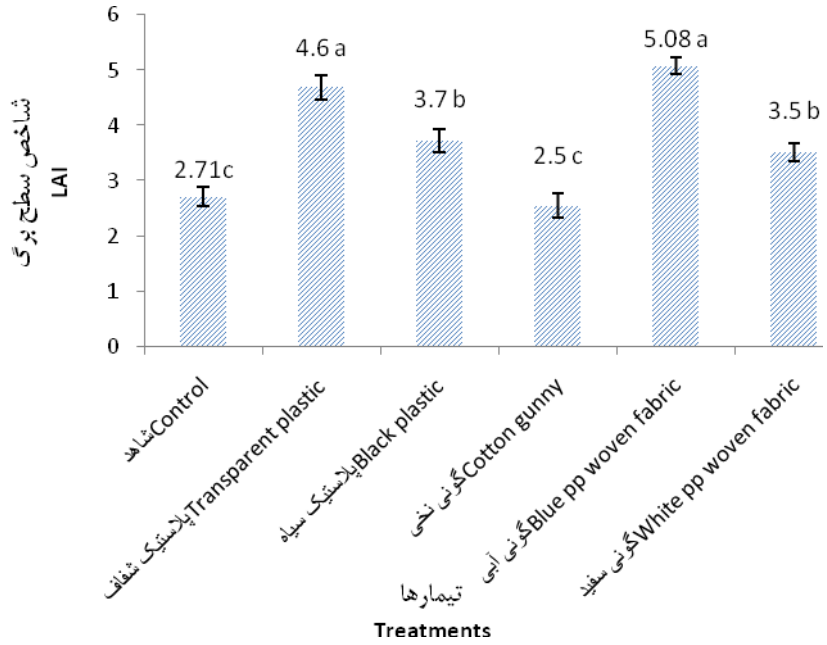
*معنی‌داری در سطح ۵٪ ، **معی داری در سطح ۱٪

* Significant at the 5% level, ** significant at 1%




**شکل۲- اثرخاک‌پوش‌های مختلف بر تغییرات حداکثر وزن خشک گیاه**

**Figure 2-The effect of different Mulcheson changes in maximum dry weight**




**شکل ۳- اثر خاک‌پوش‌های مختلف بر شاخص سطح برگ**

**Figure 3-The effect of different Mulches LAI**

بیشترین و کمترین وزن صد دانه به ترتیب مربوط به تیمار پلاستیک شفاف و تیمار شاهد با مقدار ۱۸/۱۸ و ۱۳/۴۶ گرم می باشد (جدول ۳). البته بین تیمارهای دیگر و شاهد اختلاف معنی‌داری در این صفت مشاهده نشد. خاک‌پوش پلاستیک شفاف به دلیل افزایش رطوبت نسبی زیر پلاستیک و پیشگیری از تبخیر سطحی موجب حفظ رطوبت در خاک شده و از اثرات تنش آبی تا حد زیادی پیشگیری نموده است. کاهش اثرات تنش تا حد زیادی در شاخص وزن صد دانه انعکاس یافته است. اسبورن و همکاران (۲۰) نیز کاهش معنی‌دار وزن دانه‌ها را در اثر تنش خشکی و کاهش آب خاک گزارش کرده‌اند.

**جدول ۳- جدول مقایسه میانگین تاثیر خاک‌پوش‌های مختلف وزن صد دانه (گرم) ، شاخص برداشت(درصد) و کارایی مصرف آب(کیلوگرم بر متر مکعب)**

**Table 3-Table of average impact of different mulchSeed weight (g), harvest index (%),and water use efficiency ($kg.m^{-3}$)**

| تیمار<br>Treatments | وزن صد دانه<br>100 Seed weight (g) | شاخص برداشت<br>Harvest index (%) | کارایی مصرف آب<br>WUE |
|---|---|---|---|
| شاهد<br>Control | 13.46[b] | 40.84[b] | 1.4[C] |
| پلاستیک شفاف<br>Transparent plastic | 18.18[a] | 53.97[a] | 2.5[a] |
| پلاستیک سیاه<br>Black plastic | 14.31[b] | 41.12[b] | 1.6[bc] |
| گونی نخی<br>Cotton gunny | 13.86[b] | 43.75[b] | 1.8[b] |
| گونی آبی<br>(Blue pp woven fabric) | 13.95[b] | 43.93[b] | 2.6[a] |
| گونی سفید<br>(White pp woven fabric) | 14.31[b] | 43.71[b] | 2.7[a] |

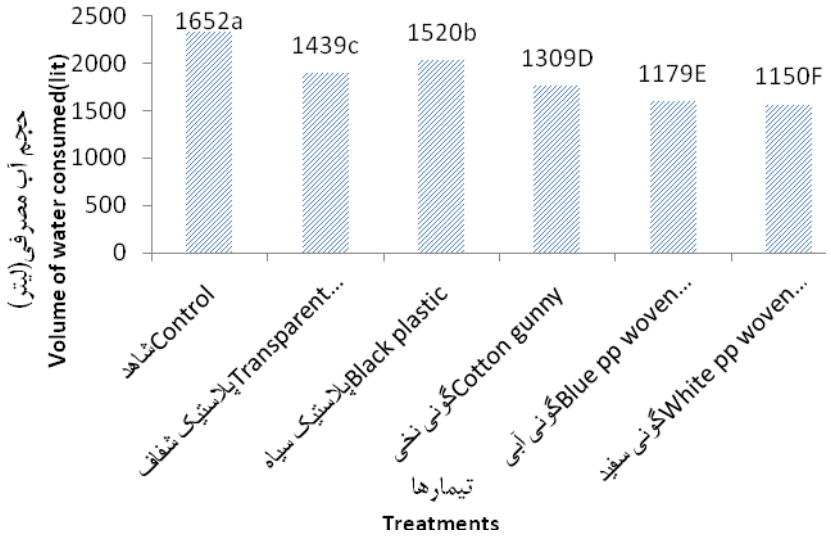
اثر خاک‌پوش‌های مختلف بر شاخص برداشت ذرت از نظر آماری در سطح ۵ درصدمعنی‌دار بود (جدول۲). شاخص برداشت به شدت تحت تاثیر شرایط محیطی قرار دارد، معمولا در شرایط مطلوب آب و هوایی مقدار آن زیاد و در شرایط نامطلوب و به ویژه در شرایط کم آبی پایان فصل ممکن است مقدار آن کم شود (۲۵).

بیشترین شاخص برداشت مربوط به تیمار پلاستیک شفاف و کمترین شاخص برداشت مربوط به تیمار شاهد به ترتیب با مقادیر ۵۳/۹۷ و ۴۰/۸۴درصد می‌باشد (جدول ۳). علت کاهش شاخص برداشت، کاهش بیشتر عملکرد دانه نسبت به عملکرد بیولوژیک در شرایط کمبود آب و به ویژه در زمان گلدهی است. ستر (۲۴) اظهار داشت که کمبود آب از جمله عوامل محدود کننده‌ی رشد و نمو گیاه می‌باشد که علاوه بر کاهش ماده‌ی خشک تولیدی، موجب اختلال در تسهیم کربوهیدرات‌ها به دانه و در نتیجه کاهش شاخص برداشت می‌شود.

یکی از شاخص‌هایی که برای ارزیابی مدیریت آبیاری استفاده می‌شود کارایی مصرف آب است به همین دلیل دانشمندان به دنبال راه‌هایی هستند که آن را بهبود بخشند یا سیستم کشت را به صورتی تغییر دهند که به صورت بهینه از آب استفاده شود (۱۲). نتایج تجزیه واریانس کارایی مصرف آب در جدول (۲) ارایه شده است که نشان می‌دهد خاک‌پوش‌ها در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار می‌باشند. همچنین میزان حجم آب مصرفی در شکل (۴) نشان داده شده است که با توجه به آن و عملکرد دانه کارایی مصرف آب محاسبه گردید و بیشترین کارایی مصرف آب مربوط به خاک‌پوش گونی سفید با مقدار ۲/۷($kg.m^{-3}$) می‌باشد که سبب کاهش تلفات آب به صورت تبخیر و حفظ آب می‌گردد و حداقل کارایی مصرف آب مربوط به تیمار شاهد با مقدار ۱/۴($kg.m^{-3}$) است و خاک‌پوش گونی سفید باعث افزایش ۹۳ درصدی کارایی مصرف آب نسبت به تیمار شاهد شد (شکل ۵). استفاده از مالچ در زراعت گوجه فرنگی باعث افزایش ۳۶/۶ درصدی در کارایی مصرف آب می‌گردد (۹).یکی از اثرات تنش ناشی از کمبود آب، کاهش فتوسنتز و حتی در مواردی تشدید تنفس گیاهی می‌باشد. کاهش فتوسنتز و افزایش تنفس گیاه به طور توام ضمیمه کاهش ماده خشک را فراهم نموده و در نهایت باعث پایین بودن کارایی مصرف آب می‌گردند (۱۷ و ۲۶).

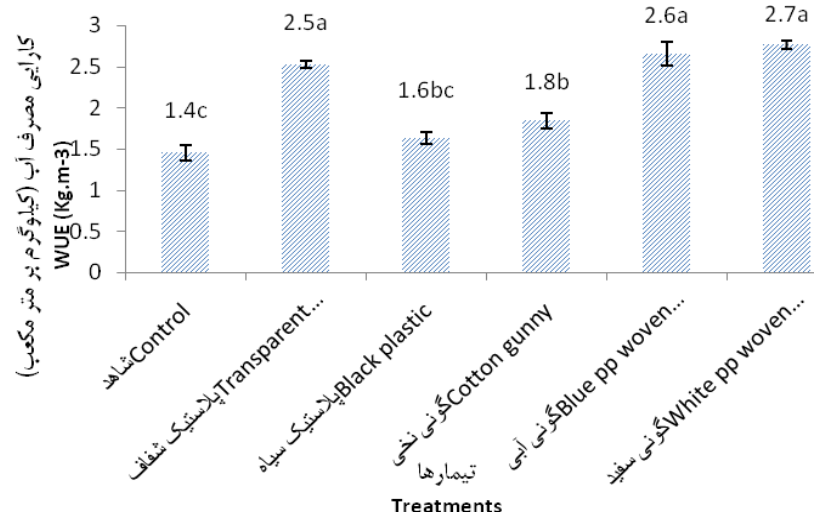
## نتیجه‌گیری کلی

در این پژوهش تاثیر خاک‌پوش‌های مختلف بر کارایی مصرف آب و عملکرد ذرت در منطقه خشک و نیمه خشک مورد بررسی قرار گرفت. خاک‌پوش گونی آبی باعث افزایش ۴۲ درصدی ماده خشک نسبت به خاک‌پوش گونی نخی شد. تأثیر خاک‌پوش‌ها بر شاخص سطح برگ نشان می‌دهد که بیشترین مقدار شاخص سطح برگ در مرحله گلدهی گیاه دارای مقدار ۵/۰۸ است که مربوط به تیمار گونی آبی می‌باشد. اثر خاک‌پوش‌های مختلف بر شاخص برداشت ذرت نشان داد که خاک‌پوش پلاستیک شفاف سبب افزایش ۳۲ درصدی شاخص برداشت نسبت به تیمار شاهد شد. همچنین بیشترین میزان کارایی مصرف آب تحت تاثیر خاک‌پوش گونی آبی و گونی سفید به ترتیب برابر با مقدار (۲/۶($kg.m^{-3}$) و ۲/۷ و کمترین مربوط به تیمار شاهد با مقدار (۱/۴($kg.m^{-3}$) می‌باشد که خاک‌پوش‌های گونی آبی، گونی سفید، گونی نخی، پلاستیک سیاه و پلاستیک شفاف به ترتیب باعث افزایش ۹۲، ۸۵، ۲۸، ۱۴ و ۷۸ درصدی کارایی مصرف آب نسبت به تیمار شاهد شده‌اند.




**شکل ٤-تاثیر خاک‌پوش‌های مختلف بر حجم آب مصرفی**

**Figure 4-The effect of different Mulches on Volume of water consumed**




**شکل ٥-تاثیر خاک‌پوش‌های مختلف برکارایی مصرف آب**

**Figure5-The effect of different Mulches on WUE**

نتایج این پژوهش نشان داد برای افزایش کارایی مصرف آب گیاه ذرت می‌توان با کاربرد خاک‌پوش گونی سفید و آبی از شدت تبخیر سطحی کاست و زمینه حفظ رطوبت خاک را فراهم نمود. تاثیر قابل توجه کاربرد این خاک‌پوش‌ها بر شاخص‌های محتوای نسبی آب برگ، وزن ماده خشک، شاخص سطح برگ، وزن صد دانه و شاخص برداشت همگی باعث افزایش شاخص کارایی مصرف آب می‌گردد. استفاده از خاک‌پوش گونی نخی و پلاستیک سیاه نتوانست نتایج مطلوبی از منظر حفظ رطوبت و ارتقاء شاخص کارایی مصرف آب را در پی داشته باشد.

## منابع

1-Alavifazel M. 2010.The effect of Non-irrigation in some development stages on yield-related Agro physiological properties of maize (SC- 704hybrid) under several planting density and croppingpatternin Ahwaz weather conditions. Crop Physiology PhD thesis.Islamic Azad University.Science and Research Branch of Khuzestan.Iran.

(Inpersian with English abstract).
2-Burt C.M., Mutziger A., Howes D.J., and Solomon K.H. 2002.The effect of stubble and mulch on soil evaporation. Irrigation training and research center BioResource and Agricultural engineering Dept. California polytechnic state university san Luis obis., 93407-805-756-2433.
3- Cakir R. 2004.Effect of water stress at different development stage on vegetative and reproductive growth of corn.Field Crop Research, 86: 95-113.
4-Esitken A., Yildiz H.E., Ercisli S., FigenDonmez M.,Turan M., and Gunes A. 2010. Effects of plant growth promoting bacteria (PGPB) on yield; growth and nutrient contents of organically grown strawberry.ScientiaHorticulturae, 124: 62-66.
5-Farahdeher f., Daneshyan J., and Amiri A. 2011.Irrigashon management and compostiong effect of Azolla on rice grain yield and it components. Journal of crop production Research, 3: 153-165.
6- Gardner B. R., Blad B.L.,Garrity D.P., and Watts D.G. 1981. Relationships between crop temperature, grainyield, evapotranspiration and phonological development in two hybrids of moisture stressed sorghum. Irrigation Science, 2: 213-224.
7-Heydary N., and Ahmadi M. 2001.Use of plastic cover in farmingvegetable in order to savingwater.Direct of vegetableoffice, Ministry ofAgriculture. (in Persian)
8-Howell T. A.,Musick J. T., and Tolk J. A. 1984. Canopy of irrigated winter wheat Transactions of the ASAE,29 : 1692-1706.
9-Ibavva-Jimenez L., and Quezada-Martin M.R. 1992.Response of mulching in the development and yield of tomato cultivation in the greenhousetunnel and open air.XIIcongressof international deplastic in agriculture.
10-Jalota, S. K. 1993. Evaporation Through soil mulch in relation to characteristics and evaporativity.Australian Journal Soil Research, 31(2): 131-136.
11- Ji S., Unger P.W., and Ji S.N. 2001. Soil water accumulation under different precipitation potential evaporation; and straw mulch conditions. Soil Science Society of America, 65: 442-448.
12- Kamkar-Haghighi A. 2002. The study on increasing approachofwater use efficiency in agriculture.P. 33. Iran. Proceedings of the workshop of practical approach subjected to irrigation management in drought conditions.Iranian National Committee on Irrigation and Drainage.(in Persian)
13- KHazaiy H., Mohamadabadi A., and Borzoyi A. 2005.Study ofthemorphological and physiological properties of millets under severalirrigationstrategies. Iranian Journal of Field Crops Research, 3(1): 35-44. (in Persian with English abstract.)
14-Lafitte R. 2002.Relationship between leaf relative water content during reproductive stage water deficit and grain formation in rice.Field Crops Research, 76: 165-174.
15- Machado S. 2007. Allelopathic potential of various plant specie on downy brome: Implications for weed control in wheat production. Agronomy Journal, 99: 127-132.
16- Maged A.E. 2006.Effect of mulch types on soil environmental conditions and their effect on the growth and yield of cucumber plants.Applied Sciences Research, 2: 67-73.
17-Majd M. 2006.The effects of drought stress and nitrogen use management on Agro physiological properties and yield of corn(SC- 704hybrid) under Khuzestan weather conditionsCrop.Physiology PhD thesis.Islamic Azad University.Science and Research Branch of Khuzestan. Iran. (Inpersian with English abstract)
18-Mansouri Far C., ModarresS. A. M.,andSaberali S. F. 2010. Maize yield response to deficit irrigation during low-sensitive growth stages and nitrogen rate under semi-arid climatic conditions. Agricultural Water Management, 97: 12–22.
19- Mirzayi L., and Yadolahi A. 2013. Water crisis management by reducing used water portion in agriculture. P. 1-13. Tehran. The first international conference.Inpersian with English abstract. Iran. (In Persian)
20- OsborneS. L., Scheppers J. S., Francis D.D., and Schlemmer M.R. 2002. Use of spectral adiationseason biomass and grain yield in nitrogen and water–stressed corn.CropSciences, 42:165-171.
21- Richards R.A., Rebetzke G.J., Condon A.G., and Herwaarden A.F. 2002. Breeding opportunities for increasing the efficiency of water use and crop yield in temperate cereals. Crop Sciences, 42: 111–121.
22-Salehi M.H., EsfandiarBorojeni A., Mohajer R., and BagheriBadaghabadi. 2011. Additional Soil and Water Conservation. Payam Noor University Publishers. (in persian).
23-Sanchez-Rodrıguez E.M., Rubio-Wilhelmi L. M., Cervilla B., Blasco J. J., Rios M. A., Rosales L., and Ruiz Romero J. M. 2010. Genotypic differences in some physiological parameters symptomatic for oxidative stress under moderate drought in tomato plants. Plant Science, 178: 30–40.
24-Setter T. L. 1990. Transport harvest index: photosynthetic partitioning in stressed plants, 17-36.
25-Siddique M. R. B., Hamid A., and Islam M. S.1999.Drought stress effects on photosynthetic rate and leaf gas exchange of wheat. Botany Bulletin AcademicSciences, 40: 141-145.
26- YuanC. P., Lei T. W., Mao L. L., Liu. H., and Wu Y. 2009. Soil surface evaporation processes under mulches of different sized gravel. Catena, 78:117-121.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 727-737

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۳۷-۷۲۷

# The Effects of Different Types of Mulch on Water use Efficiency of SC 704 Corn Growth Indexes

**SH. Najafabadi[1]- M. Nori[2*]- M. Ghobadinia[3]- A. Danesh[4]**

Received: 25-07-2016
Accepted: 07-02-2017

**Introduction:** Water scarcity is the most important limiting factor in the production of crops in arid and semi-arid regions. Thus, actions for increasing the efficiency and productivity of farm water is inevitable. A large proportion of the water, used in irrigation, evaporates, so an effective solution for conserving water is to control the evaporation on arable lands. Nowadays using mulch or plastic mulch is common and it makes efficient use of water in furrow irrigation possible by conserving and storing soil moisture. Mulch does not let dry air contact topsoil and it also prevents topsoil from solar irradiance and reduces evaporation and maintain soil moisture. Recent research in order to economize on water use and irrigation efficiency and water use efficiency has led. Thus, regarding the problem of water scarcity, the objective of this research is to investigate the effects of evaporation suppressing monolayers on the efficiency of water consumption and growth indices of seed corn single cross SC 704 in an arid and semi-arid region.

**Materials and Methods:** This research was conducted in Shahrekord University during 2015. The experimental design was randomized complete block design with 6 treatments and 3 replications. The treatments include control treatment (uncovering) and transparent plastic wrap, black plastic, cotton gunny and white and blue pp woven fabric. Planting and growing operations were conducted due to agronomic principles. Changes in soil moisture within the root-zone during the season were measured by using thetaprobe and all operations by measuring the amount of irrigation water used in all experimental plots of each treatment were applied separately using flow measurement and the amount and time of each irrigation was determined and applied based on MAD=50 by supplying required water.

**Results and Discussion:** The measurement results showed that variance analysis of relative water content (RWC) and water efficiency under the impact of different coverings had a significance difference with p-value of 0.01. Also the amount of the dry matter and harvest index of corn showed significance with p-value of 0.05. Results showed that mulch at all stages of measuring the impact of increasing the leaf relative water content it could originate from growing trend of air temperature during the period. Under these treatments the plants are expected to experience more desirable conditions regarding maintaining and distributing of soil moisture in comparison with other treatments and the indicator. The highest amount of dry matter calculated is for the blue pp woven fabric treatment that shows the ideal growth conditions and appropriate performance of the plant under the impact of this covering and the lowest amount is for the cotton gunny treatment. Leaf area index (LAI) is one of the important growth indices. In flowering (anthesis) stage, the maximum amount of LAI is 5.08 for the blue pp woven fabric treatment. The minimum amount of LAI is 2.5 for the cotton gunny treatment and it is because of There macroporous coating that weed growth has been hindering plant growth. On the basis of the hundred seed weight, the heaviest weight is 18.18 for the white plastic treatment and the lowest weight is 13.46 for the indicator treatment. The highest amount of harvesting index (HI) is 53.97 for the transparent plastic treatment and the lowest amount is 41.12 for the black plastic treatment.The corresponding amount is an increase of 32 percent compared to control treatment. The reason of reduction of HI is the reduction of seed performance than biological performance in water scarcity. One of the indices for evaluating irrigation management is water efficiency. The highest amount of water efficiency is 2.6 and 2.7 kg/m$^3$for the blue pp woven fabric and white pp woven fabric covering and it reduces water wastage in form of evaporation and causes water conservation. And it protects the top soil from solar irradiance.

**Conclusion:** This research was conducted at Shahrekord University to investigate the effects of various coverings on water efficiency and corn seed performance. Using covering causes temperature growth in the soil under the covering and it also causes further and fast plant growth. It reduces evaporation from topsoil. As a result, it causes soil moisture to be invariable and because of lack of light under the coverings, photosynthesis is

1-Master student of Irrigation, and Drairage, Associate Professor and Assistant Professor of Water Engineering, Shahrekord University

(*- Corresponding Author Email: Nouri1351@yahoo.com)

4- Assistant Professor of Agriculture Engineering, Shahrekord University

impossible, thus, weeds could not grow. Blue pp woven fabric of mulch to mulch increased 42% dry matter was cotton sack. Mulches effect of the corn harvest index showed a clear plastic mulch to increase 32 percent harvest index compared to the control. Mulches blue pp woven fabric, white pp woven fabric, cotton gunny, black plastic and transparent plastic, respectively, increases of 92, 85, 28, 14 and 78 percent of water use efficiency were compared to control.Therefore, plants under the impact of blue pp woven fabric and white pp woven fabric coverings access more water and nutrients than the indicator treatment, so water efficiency increases. Using coverings has conserved moisture more in the top layers of soil by reducing evaporation form topsoil.

**Keywords:** Evaporation**,** Leaf Area Index, Mulch**,** Relative Water Content of leaves, Water Use Productivity

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۵۳-۷۳۸

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 738-753

# ارزیابی مدل AquaCrop در برداشت‌های مختلف گیاه یونجه در اردستان

فرشید رمضانی[1*]- عباس کاویانی[2]- هادی رمضانی اعتدالی[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۰/۱۹
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۰۳/۳۰

## چکیده

مدل AquaCrop برای شبیه‌سازی واکنش محصولات زراعی به مقدار آب مصرفی و مدیریت آبیاری توسعه یافت. سادگی، نیاز به حداقل داده ورودی و دقت قابل قبول مدل از مزایای استفاده گسترده از آن می‌باشد. در این تحقیق به منظور واسنجی و اعتبارسنجی عملکرد از داده‌های مزرعه‌ای تحت کشت یونجه در اردستان استفاده شد. اطلاعات هواشناسی از ایستگاه سینوپتیک اردستان، کیفیت آب و خاک از نتایج آنالیز آب و خاک مزرعه و تبخیر-تعرق گیاه مرجع به روش فائو-پنمن مانتیث محاسبه شد. پوشش گیاهی اولیه، پوشش گیاهی بیشینه، عمق توسعه ریشه اولیه، عمق توسعه ریشه بیشینه، ضریب گیاهی، تاریخ‌های جوانه‌زنی، گل‌دهی، حداکثر پوشش گیاهی، شروع پیری پوشش گیاهی و رسیدگی فیزیولوژیک پارامترهای واسنجی شده مدل طی شش سال ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵ بودند. از اطلاعات ۲ مزرعه برای واسنجی و ۲ مزرعه دیگر برای اعتبارسنجی استفاده شد. سپس، عملکرد یونجه طی سال‌های مذکور مورد اعتبارسنجی قرار گرفت. شاخص‌های ارزیابی مزرعه‌ای شامل ضریب تبیین ($R^2$)، مجذور میانگین مربعات خطای نرمال شده (NRMSE)، ضریب باقیمانده (CRM)، و کارایی مدل‌سازی (EF) برای اعتبارسنجی استفاده شدند. CRM مثبت در اغلب نتایج نشان از کم برآورد بودن مدل بود. بیشینه $R^2$ برابر یک و NRMSE، ۰/۰۴ نشان از دقت بالای مدل در شبیه‌سازی عملکرد بود. تبخیر از سطح خاک، تعرق گیاه و تبخیر-تعرق واقعی به وسیله مدل برآورد گردید. مقدار تبخیر طی مدت برداشت محصول ۲۷ تا ۴۷ درصد تبخیر-تعرق بود. مقدار بهره‌وری آب مبتنی بر تبخیر-تعرق ($Y\ ET^{-1}$) ۲۷ تا ۴۴ کمتر از بهره‌وری مبتنی بر تعرق ($Y\ T^{-1}$) شده است. AquaCropمدل گیاهی قدرتمند و با ارزشی برای بهبود مدیریت آب در مزرعه و محاسبه بهره‌وری آب می‌باشد.

**واژه‌های کلیدی:** اعتبارسنجی، فائو پنمن مانتیث، مدل گیاهی، واسنجی

## مقدمه

به منظور بهبود مدیریت کشاورزی و ارتقای بهره‌وری آب کشاورزی ، شناسایی ارتباط بین پارامترهای هیدرولوژیکی و بیولوژیکی بسیار حائز اهمیت می‌باشد. از آنجایی که پارامترهای موثر بر عملکرد محصولات کشاورزی متعدد است و حتی این عوامل گاهی اثر متقابل بر یکدیگر دارند، استفاده از مدل‌های شبیه‌سازی عملکرد و اجزای عملکرد محصولات کشاورزی قدمی اساسی و صحیح در امر مدیریت و تصمیم گیری زراعی است (۲۴).

از مدل‌های شبیه‌ساز می‌توان به عنوان ابزاری با قابلیت‌های متفاوت برای ارزیابی مدیریت آبیاری در سطوح مختلف حوضه، شبکهٔ آبیاری و مزارع استفاده کرد و تأثیر شرایط پیچیدهٔ مدیریت آبیاری را ارزیابی کرد. همچنین، از این مدل‌ها می‌توان برای بررسی آثار درازمدت تغییرات کمی و کیفی آب آبیاری بر محصول، شوری خاک، تبخیر-تعرق، نفوذعمقی و رواناب سطحی استفاده کرد (۹ و۱۰).

در سال‌های اخیر، مجموعه‌ای از مدل‌ها برای پیش بینی آثار طولانی مدت آب زیرزمینی، شاخص شوری منطقهٔ ریشه، شوری زدایی پروفیل خاک با زهکشی، کیفیت آب زیرزمینی، انتقال مؤثر املاح، نیاز آبی محصول و مدل‌های واکنش محصول به منظور شبیه‌سازی محصول تولیدی توسعه یافته است. یکی از این مدل‌ها AquaCrop است که سازمان خواربار جهانی (FAO) آن را توسعه داد. این مدل قادر است عملکرد محصولات مختلف را شبیه‌سازی کند (۲۹).

تاکنون مطالعات بسیاری بر روی مدل AquaCrop انجام گرفته است. از جمله، استیدیو و همکاران (۳۴) مشاهده کردند مدل توانایی خوبی در شبیه‌سازی تاج پوشش، افزایش زیست توده و عملکرد دانه برای چهار رقم ذرت در شش فصل کشت متفاوت که دارای تراکم کشت، تاریخ کشت، تاریخ برداشت و نیاز تبخیری متفاوت بودند،

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیاران گروه مهندسی آب، دانشکده فنی مهندسی، دانشگاه بین المللی امام خمینی (ره)
(*- نویسنده مسئول: (Email: Farshid118@gmail.com
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.60933

داشت.

مطالعاتی در جنوب غربی کانزاس و تکزاس (گرم وخشک) پیرامون آنالیز حساسیت مدل انجام شده است. نتایج نشانگر آن است که، بارش، بهره‌وری نرمال‌شده، شاخص برداشت، حداکثر عمق توسعه ریشه و سه فاکتور رطوبتی شامل، رطوبت اولیه خاک، حد ظرفیت مزرعه و نقطه پژمردگی دائم دارای بیشترین حساسیت برروی عملکرد می‌باشند (۷ و ۱۴).

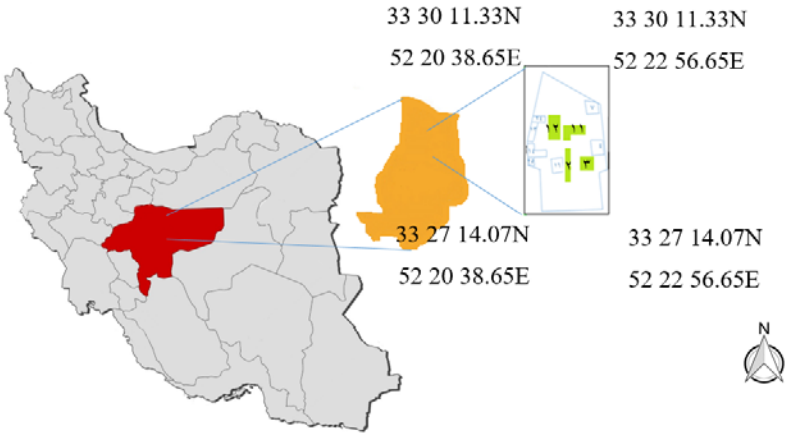
مدل AquaCrop برای شبیه‌سازی واکنش محصولات زراعی به مقدار آب مصرفی و مدیریت آبیاری توسعه داده شد (۲۹ و ۳۴). تحقیقات متعددی برای واسنجی و اعتبارسنجی مدل AquaCrop برای ذرت و دیگر محصولات مهم زراعی انجام شده است (۱، ۴، ۵، ۶، ۱۱، ۱۲، ۱۳، ۱۵، ۱۶، ۱۹، ۲۰، ۲۱، ۲۲، ۲۳، ۲۵، ۲۶، ۳۰، ۳۳، ۳۴ و ۳۶). بررسی مطالعات مختلف نشان می‌دهد که مدل به واسنجی و اعتبارسنجی دقیق و گسترده برای همه گونه‌های گیاهی در سراسر دنیا نیاز دارد. تاکنون مطالعه‌ای در مورد کارایی مدل نسبت به گیاهان دارای چین‌های متعدد و چندساله گزارش نشده است. یونجه از جمله گیاهان علوفه‌ای چندساله‌ای است که در هر سال دارای چندین چین می‌باشد.

متوسط آب مصرف شده تا سال ۲۰۰۱ اراضی یونجه فاریاب کامل در ایالت کلرادو ۱۳۳۰۰ متر مکعب در هکتار و متوسط عملکرد ۱۰/۱۳ تن در هکتار بود که این به معنی راندمان مصرف ۰/۷۶ کیلوگرم بر متر مکعب در سال می‌باشد. بهره‌وری آب برای علوفه یونجه با رطوبت ۱۰ تا ۱۵ درصد برابر ۱/۵ تا ۲ کیلوگرم بر متر مکعب در هکتار گزارش شده است. نیاز آبی یونجه در طول دوره رشد ۸۰۰ تا ۱۶۰۰ میلی‌متر در سال متغیر است (۲).

محاسبات تخمینی (مبتنی بر آمار و ارقام و نتایج حاصل از طرح ملی در زمینه تعیین راندمان آبیاری)، کارایی مصرف آب آبیاری محصولات زراعی مختلف در روش‌های آبیاری سطحی با مدیریت زارعین در مناطق اصفهان، گلستان، خراسان، خوزستان (دزفول) و آذربایجان غربی، برای یونجه ۰/۳۴ کیلوگرم بر مترمکعب گزارش نموده‌است (۱۸).

در مطالعه‌ای به منظور تعیین و ارزیابی شاخص بهره‌وری مصرف آب محصولات زراعی تحت مدیریت کشاورزان در کشور متوسط حجم ناخالص آب آبیاری کاربردی برای یونجه در کرمان با مساحت زیر کشت ۳۸۶۹۰ هکتار، ۷۶۲۵ مترمکعب در هر هکتار و متوسط عملکرد ۱۱/۱۵ تن در هکتار و متوسط بهره‌وری مصرف آب ۱/۴۶ کیلوگرم بر مترمکعب بود (۱۷). در یک بررسی، مقدار بهره‌وری مصرف آب یونجه از نتایج ۶۷ طرح تحقیقاتی انجام شده طی سال‌های ۱۹۹۳ تا ۲۰۰۶ در ایستگاه‌های تحقیقاتی ۱۳ استان کشور ۰/۸۹ کیلوگرم بر متر مکعب گزارش شد (۲۷).

هدف از این مطالعه، واسنجی و اعتبارسنجی مدل AquaCrop در شبیه‌سازی عملکرد یونجه در چین‌های مختلف طی سال‌های مختلف برداشت و مقایسه آن با داده‌های اندازه‌گیری شده، مقایسه تبخیر-تعرق واقعی یونجه برآورد شده با نتایج سند ملی آب کشور و کارایی مدل در ارزیابی عملکرد محصول حاصل از سیستم‌های آبیاری بارانی کلاسیک ثابت و نیمه متحرک در مزارع کشاورزی شرکت فجر اصفهان در شهرستان اردستان از توابع استان اصفهان می‌باشد.




**شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه**

**Figure 1- Geographical location of the study area**

## مواد و روش ها

### منطقه مورد مطالعه

به منظور واسنجی و اعتبارسنجی مدل AquaCrop در شبیه‌سازی عملکرد یونجه در چین‌های مختلف طی سال‌های مختلف برداشت از اطلاعات مزارع کشاورزی شرکت فجر اصفهان شهرستان اردستان در عرض جغرافیایی ´۲°۳۳ تا ´۳۰°۳۳ و طول جغرافیایی

۵۵°۲۰´ تا ۵۲°۲۲´ و ارتفاع ۱۰۰۴متر بالاتر از سطح دریا استفاده شد. موقعیت اراضی مورد مطالعه در شکل (۱) نشان داده شده است.

### اطلاعات مزرعه‌ای

براساس اقلیم نمای دومارتن منطقه دارای اقلیم خشک، میانگین سالیانه حداقل دما در شهرستان اردستان برابر ۱۳/۱ درجه و میانگین حداکثر دما ۲۴/۴ درجه سانتیگراد و متوسط بارندگی سالیانه در این منطقه برابر ۱۱۵/۲ میلی‌متر می‌باشد. داده‌های هواشناسی روزانه شش سال ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵ از ایستگاه هواشناسی سینوپتیک اردستان که در فاصله ۱۳کیلومتری از منطقه مورد مطالعه می باشد، استفاده شده است. از معادله فائو پنمن مانتیث (۳) برای محاسبه تبخیر-تعرق پتانسیل استفاده گردید. داده‌های مورد نیاز خاک از نمونه برداری‌های مزرعه‌ای و تعیین ویژگی‌های آن در آزمایشگاه به دست آمده است .نتیجه تجزیه فیزیکی و شیمیایی نمونه خاک محل آزمایش در جدول (۱) نشان داده شده است.

مزرعه مورد مطالعه شامل ۱۰ قطعه تحت کشت یونجه با مجموع مساحتی بالغ بر ۲۸۰ هکتار می‌باشد. منبع تامین آب هر قطعه یک حلقه چاه با کمیت و کیفیت‌های متفاوت بود. سیستم آبیاری قطعات از نوع بارانی و شامل دو نوع کلاسیک ثابت با آبپاش متحرک و کلاسیک نیمه متحرک می‌باشد. پس از بررسی خصوصیات قطعات، شامل تشابه بافت خاک وکمیت و کیفیت آب آبیاری، قطعات ۲ و ۱۱ برای واسنجی و قطعات ۳ و ۱۲ برای اعتبارسنجی مدل مورد استفاده قرار گرفتند. اطلاعات هر قطعه در جدول‌های (۱) و (۲) شرح داده شده‌اند. مقادیر آب آبیاری، متوسط آب کاربردی در سطح مزرعه است که از طریق دبی پمپاژ هر منبع به کمک کنتور حجمی در زمان بهره‌برداری محاسبه شد. مدل بر اساس داده‌های مزرعه‌ای واسنجی شد و از داده‌های هواشناسی (دمای حداکثر و حداقل، بارش و تبخیر و تعرق گیاه مرجع)، داده‌های خاک، اطلاعات آبیاری و محصول برای اجرای مدل طی شش سال۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵ استفاده شد.

**جدول ۱- پارامترهای خاک استفاده شده در مدل آکوکراپ**

**Table 1- The input soil parameters used in the AquaCrop model**

| قطعه Field | بافت خاک Soil textur | سیلت Silt(%) | رس Clay(%) | شن Sand(%) | اسیدته pH | هدایت الکتریکی $EC_s$ (ds/m) | ظرفیت زراعی FC ($m^3/m^3$) | پژمردگی PWP ($m^3/m^3$) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2 | Sandy Loam | 4 | 9 | 87 | 7.6 | 5.75 | 22 | 10 |
| 3 | Sandy Loam | 23 | 9 | 68 | 7.6 | 3.04 | 22 | 10 |
| 11 | Sandy Loam | 7 | 16 | 77 | 7.6 | 2.45 | 22 | 10 |
| 12 | Sandy Loam | 9 | 14 | 77 | 7.6 | 3 | 22 | 10 |

**جدول ۲- اطلاعات قطعات مورد مطالعه**

**Table 2- Field data**

| قطعه Field | مساحت Area(ha) | دبی سیستم system Discharge( l/s) | نوع سیستم System Type | هدایت الکتریکی آب (دسی زیمنس بر متر) $EC_w$(ds/m) | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | 2015 | 2014 | 2013 | 2012 | 2011 | 2010 |
| 2 | 24 | 30 | متحرک Animated | 5 | 5.8 | 6.2 | 4.8 | 5 | 5.3 |
| 3 | 21 | 30 | متحرک Animated | 4.5 | 5.2 | 5.6 | 4.3 | 4.5 | 4.6 |
| 11 | 39 | 40 | ثابت Fixed | 8.3 | 8.2 | 7.5 | 7.3 | 8.2 | 8.1 |
| 12 | 40 | 40 | ثابت Fixed | 7.6 | 8.5 | 9 | 6.6 | 6.9 | 7.1 |

### مدل AquaCrop

مدل AquaCrop همانند مدل‌های Cropwat و Budget از معادله دورنبوس و کاسام (رابطه۱) که در نشریه ۳۳ فائو برای محاسبه ضریب حساسیت کم آبی بر اساس تعیین نسبت تبخیر-تعرق نسبی وعملکرد نسبی بیان شده است استفاده می‌کند و هر سه مدل بر اساس معادله بیلان آب عمل می‌کنند. در این پژوهش از نسخه ۵ مربوط به اکتبر ۲۰۱۵ استفاده شده است.

$$\frac{Y_a - Y_x}{Y_x} = K_y \left(\frac{ET_a - ET_x}{ET_x}\right) \quad (۱)$$

که در آن $Y_a$ عملکرد بیشینه، $Y_a$ عملکرد واقعی، $ET_x$ تبخیر-تعرق بیشینه، $ET_a$ تبخیر-تعرق واقعی و $K_y$ ضریب حساسیت به کم آبی(ضریب واکنش عملکرد به آب) می باشد. $\left(\frac{Y_x - Y_a}{Y_x}\right)$ معرف کاهش محصول و $\left(\frac{ET_x - ET_a}{ET_x}\right)$ بیان کننده تنش آبی است. جزئیات بیشتر و

روابط بـه کـار رفتـه در مـدل در مطالعـات رائـس و همکـاران (۲۹)، استیدیوتو و همکاران (۳۴) و رمضانی اعتدالی (۳۲) بیان گردیده است.

### تبخیر-تعرق گیاهی

به منظور محاسبه تبخیر-تعرق گیاه (ETc)، از رابطه (۲) استفاده شد.

$$ET_c = ET_0 \times K_c \quad (۲)$$

که در آن، ETc تبخیر-تعرق گیاه (میلیمتر بـر روز)، Kc ضـریب گیاهی و $ET_0$ تبخیر-تعرق پتانسیل (میلیمتـر بـر روز) مـی‌باشـد (۳). تبخیر-تعرق پتانسیل از روش فائو پنمن مانتیث محاسـبه شـد کـه در قسمت ورودی مدل از آن استفاده شده بـود. مقـادیر ضـریب گیـاهی (Kc)، با استفاده از روابط (۳) و (۴) اصلاح گردیـد (آلـن و همکـاران، ۱۹۹۸).

(۳ و ۴)

$$K_{c\text{-}mid}=K_{c\text{-}mid\text{-}table}+(0/04(U_2\text{-}2)0/004(RH_{min}45))(\frac{h_{mid}}{3})^{0/3}$$

$$K_{c\text{-}end}=K_{c\text{-}end\text{-}table}+(0/04(U_2\text{-}2)0/004(RH_{min}45))(\frac{h_{end}}{3})^{0/3}$$

ضرایب گیاهی مرحله توسعه و پایانی رشد، بـین دو مقـدار یعنـی بین ضرایب گیاهی انتهای مرحله قبل ($K_{c\ prev}$) و ابتدای مرحلـه بعـد ($K_{c\ next}$) که همان $K_{c\ end}$ مرحله پایانی رشد باشد، به صـورت خطـی تغییر می کن (۳).

$$K_{ci}=K_{cprev}+(\frac{1-\sum L_{prev}}{L_{stage}})(K_{c\ next}-K_{c\ prev}) \quad (۵)$$

### بهره‌وری مصرف آب:

$$WP=\frac{Y(kg\ ha^{-1})}{w(m^3\ ha^{-1})} \quad (۶)$$

معادله (۶) بیانگر بهره‌وری آب می‌باشد که در این رابطه Y بیـانگر کل ماده تولید شده توسط گیاه، مقدار ماده خشک تولیـدی گیـاه و یـا عملکرد اقتصادی است. متغیر w بسته به سـطح مـورد ارزیـابی گیـاه، مزرعه، حوضه و یا دشت می تواند مقادیر مختلف آب شامل مقدار آب تعرق یافته به وسیله گیاه، مقدار تبخیر-تعرق و یـا مقـدار آب بـه کـار رفته برای زراعت باشد.

### آنالیز حساسیت داده‌های ورودی به مدل

مدل AquaCrop با استفاده از معادله ضریب حساسیت (رابطه۷)، آنـالیز حساسـیت شـده و میـزان تـاثیر پارامترهـای ورودی روی خروجی‌های مدل مشخص شدند.

$$S_c=\frac{\frac{\Delta W}{\overline{W}}}{\frac{\Delta P}{\overline{P}}} \quad (۷)$$

در رابطه فوق $S_c$ ضـریب حساسـیت بـدون بعـد، $\Delta W$ اخـتلاف مقادیر پارامترهای خروجی قبل وبعد از تغییر پـارامترهـای ورودی، $\overline{W}$ متوسط پارامترهای خروجی قبل وبعد از تغییر پارامترهـای ورودی، $\Delta P$ اختلاف مقـادیر پارامترهـای ورودی اولیـه و تغییـر یافتـه، $\overline{P}$ متوسـط پارامترهای ورودی قبل و بعد از تغییر همان پارامتر، هستند. جدول (۳) دامنه تغییرات ضریب حساسیت را نشان می‌دهد (۲۵).

**جدول ۳- طبقه‌بندی پیشنهادی برای دامنه تغییرات ضریب حساسیت**

**Table 3- Classification of input parameters by sensitivity factors**

| دامنه تغییرات The ratio of changes | Sc=0 | 0< Sc <0/3 | 0/3< Sc <1/5 | Sc>1/5 |
|---|---|---|---|---|
| شدت حساسیت The intensity of sensitivity | بدون حساسیت No sensitivity | حساسیت کم Low sensitivity | حساسیت متوسط Moderate sensitivity | حساسیت شدید Hyper sensitivity |

### واسنجی مدل

واسنجی مدل با استفاده از داده‌های مزرعه‌ای برداشت محصول و سایر اطلاعـات آب، خـاک و اقلـیم طـی ۶ سـال ۲۰۱۰ تـا ۲۰۱۵ در قطعات ۲ و ۱۱ انجام شد. با توجه به چند ساله بودن گیاه، برای چـین اول اطلاعات گیاهی با عنوان کشت[1] و در چین های بعـدی بصـورت نشاء کاری[2] برای مدل تعریف گردید. با توجه به تغییرات فیزیولوژیـک گیاه در طـول هـر سـال و طـی چـین‌هـای مختلـف، مقـدار عـددی پارامترهای مربوطه شامل پوشش گیاهی اولیه، پوشش گیاهی بیشینه، عمق توسعه ریشه اولیه، عمق توسعه ریشه بیشـینه، ضـریب گیـاهی، تاریخ‌های جوانه‌زنی، گل‌دهی، حداکثر پوشش گیـاهی، شـروع پیـری پوشش گیاهی و رسـیدگی فیزیولوژیـک بـرای مـدل معرفـی گردیـد. داده‌های فیزیولوژیک از اطلاعات کارشناسان شرکت کشاورزی فجـر اردستان و برداشت‌های مزرعه‌ای به دسـت آمدنـد. کیفیـت و کمیـت آآبیاری برای هر قطعه بر اساس آزمایشات دوره‌ای و دبـی آبیـاری در طول دوره رشـد گیـاه وارد گردیـد. هـدف از واسـنجی مـدل تنظـیم ورودی‌های گیاهی اندازه‌گیری نشده برای به حداقل رسـاندن خطـای پیش بینی عملکرد است. مجموع سناریوهای واسـنجی ۱۲ عـدد بـود. هر سناریو متعلق به یک سال و مشتمل بر چـین‌هـای مختلـف بـود. شش مورد مربوط به قطعه ۲ و شش مورد دیگر متعلـق بـه قطعـه ۱۱

1- Sowing
2- Transplanting

بود.

### اعتبارسنجی مدل

به منظور بررسی نتایج حاصل از مدل با نتایج مشاهده‌ای در سطح مزرعه و صحت‌یابی نتایج و ارزیابی قابل اعتماد بودن مدل از یکسری شاخص ارزیابی مزرعه‌ای شامل ضریب تبیین ($R^2$)، مجذور میانگین مربعات خطای نرمال شده (NRMSE)، ضریب باقیمانده (CRM)، و کارایی مدل سازی (EF) استفاده شد. پس از واسنجی مدل در قطعات ۲ و ۱۱، اعتبار سنجی در قطعات ۳ و ۱۲ انجام شد. همچنین نتایج حاصل از واسنجی در قطعات۲ و ۱۱ مورد اعتبارسنجی قرار گرفتند. بدین منظور نتایج حاصل از مدل با داده‌های اندازه‌گیری شده مزرعه‌ای به کمک شاخص‌های مذکور مورد آزمون قرارگرفتند.

شاخص CRM بیان کننده بیش برآورد یا کم برآورد بودن مدل می‌باشد. شاخص EF بین صفر و یک تغییر می‌کند. هرچه این پارامتر به یک نزدیکتر باشد نشان از عملکرد بهتر مدل است. چنانچه تمامی مقادیر پیش‌بینی و اندازه‌گیری شده با هم برابر شوند، مقدار عددی شاخص‌های CRM و NRMSE برابر با صفر و مقدار EF برابر با یک خواهد بود (۳۱).

## نتایج و بحث

مقادیرضریب حساسیت برآورد شده تعدادی از پارامترهای ورودی مدل درجدول (۴) ارائه شده است. براساس دامنه تغییرات پیشنهاد شده توسط لیو و همکاران (۲۵) زمان گلدهی و زمان حداکثر پوشش گیاهی دارای بیشترین حساسیت و رطوبت اولیه و شرایط اولیه خاک بدون حساسیت بر عملکرد گیاه تعیین گردیدند.

**جدول ٤- ضریب حساسیت پارامترهای ورودی مدل AquaCrop**

**Table 4- The sensitivity coefficients of AquaCrop model input parameters**

| پارامتر ورودی Input parameters | | مقدار Sc در حالت ٪+۲۵ The amount of Sc in +%25 | مقدار Sc در حالت ٪-۲۵ The amount of Sc in - %25 | درجه حساسیت The degree of sensitivity |
|---|---|---|---|---|
| پوشش گیاهی اولیه Initial Canopy cover | پارامترهای گیاهی | 0.18 | 0.20 | کم – کم |
| پوشش گیاهی بیشینه Maximum Canopy cover | | 0.89 | 1.03 | متوسط – متوسط |
| عمق توسعه ریشه اولیه Initial Root depth | | 0.03 | 0.12 | کم – کم |
| عمق توسعه ریشه بیشینه Maximum Root depth | | 0.02 | 0.06 | کم – کم |
| ضریب گیاهی Coefficien Crop | | 0.89 | 1.06 | متوسط – متوسط |
| زمان جوانه زنی Germination | شمارنده روز GDD | 0.22 | 0 | کم – بدون |
| زمان گدهی Flowering | | 0.64 | 1.53 | متوسط – شدید |
| زمان حداکثر تاج پوشش گیاهی maximum canopy cover | | 0.82 | 1.57 | متوسط – شدید |
| زمان آغاز پیری Senescence | | 0.10 | 0.08 | کم – کم |
| بلوغ فیزیولوژیک Physiological maturity | | 0.09 | 0.11 | کم – کم |
| رطوبت اولیه خاک Initial soil humidity | | 0 | 0 | بدون – بدون |
| شرایط اولیه خاک Initial soil conditions | | 0 | 0 | بدون – بدون |

واسنجی هر مدل گیاهی برای شبیه‌سازی امری ضروری است. با توجه به آن‌که در اغلب مطالعات مزرعه‌ای اندازه‌گیری تمامی پارامترهای گیاهی امکان پذیر نیست، لذا در این مطالعه سعی شد برخی از مهمترین پارامترهای گیاهی و حتی پارامترهایی با کمترین

حساسیت به دلیل تفاوت آن‌ها در چین‌های مختلف برای یونجه در منطقه مورد مطالعه در هر کدام از قطعات واسنجی شود. در جدول (۵) گزارشی از اطلاعات گیاهی واسنجی شده آورده شده است.

**جدول ۵- پارامترهای گیاهی واسنجی شده**

**Table 5- The calibrated crop parameters**

| روز پس از کاشت Day after planting | | | | | ضریب گیاهی Crop coefficient | عمق توسعه ریشه(متر) Root depth(m) | | پوشش گیاهی(درصد) Canopy cover | | چین Harvest | سال قطعه Year Fiel | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Physiological maturity | Senescence | Maximum canopy cover | Flowering | Germination | | بیشینه Maximum | اولیه Initial | بیشینه Maximum | اولیه Initial | | | |
| 46 | 32 | 15 | 14 | 3 | 0.9 | 0.5 | 0.1 | 65 | 9.04 | 1 | | |
| 60 | 54 | 15 | 30 | 3 | 1.1 | 0.8 | 0.5 | 88 | 8.53 | 2 | | |
| 60 | 56 | 14 | 56 | 2 | 1.2 | 1.2 | 0.8 | 87 | 10 | 3 | 2 | |
| 30 | 28 | 14 | 22 | 2 | 1.2 | 1.5 | 1.2 | 86 | 10 | 4 | | |
| 60 | 52 | 14 | 29 | 2 | 0.9 | 1.5 | 1.5 | 69 | 9.5 | 5 | | 2010 |
| 46 | 31 | 15 | 14 | 3 | 0/9 | 0.5 | 0.1 | 54 | 9.0 | 1 | | |
| 59 | 50 | 18 | 30 | 3 | 1 | 0.8 | 0.5 | 64 | 10 | 2 | 11 | |
| 60 | 52 | 13 | 29 | 2 | 1.2 | 1.2 | 0.8 | 66 | 10 | 3 | | |
| 60 | 28 | 14 | 23 | 2 | 1.25 | 1.5 | 1.2 | 80 | 10 | 4 | | |
| 46 | 32 | 15 | 14 | 3 | 0.9 | 0.5 | 0.1 | 78 | 9.04 | 1 | | |
| 60 | 54 | 15 | 30 | 3 | 1.1 | 0.8 | 0.5 | 88 | 8.53 | 2 | 2 | 2011 |
| 60 | 56 | 14 | 56 | 2 | 1.2 | 1.2 | 0.8 | 87 | 10 | 3 | | |
| 59 | 31 | 15 | 15 | 3 | 0.8 | 0.5 | 0.1 | 72 | 9.8 | 1 | 11 | |
| 60 | 54 | 15 | 24 | 4 | 1 | 0.8 | 0.5 | 69 | 9.9 | 2 | | |
| 60 | 54 | 14 | 45 | 3 | 1.2 | 1.2 | 0.8 | 87 | 10 | 3 | | |
| 30 | 32 | 14 | 14 | 5 | 1 | 1.5 | 1.2 | 69 | 8.9 | 4 | | |
| 60 | 33 | 21 | 16 | 5 | 0.9 | 0.4 | 0.1 | 58 | 8.3 | 1 | | |
| 60 | 50 | 28 | 31 | 4 | 1 | 0.8 | 0.4 | 58 | 9.9 | 2 | 2 | |
| 60 | 39 | 15 | 31 | 4 | 1.2 | 1 | 0.8 | 66 | 9.9 | 3 | | |
| 60 | 34 | 24 | 30 | 3 | 0.9 | 1.5 | 1 | 48 | 9.9 | 4 | | 2012 |
| 30 | 20 | 14 | 14 | 3 | 0.95 | 0.5 | 0.1 | 56 | 7.6 | 1 | | |
| 60 | 50 | 28 | 31 | 4 | 1 | 0.75 | 0.5 | 58 | 9.9 | 2 | 11 | |
| 60 | 38 | 17 | 31 | 4 | 1.15 | 1 | 0.75 | 65 | 10 | 3 | | |
| 60 | 35 | 26 | 32 | 5 | 1 | 1.5 | 1 | 55 | 9.9 | 4 | | |
| 45 | 32 | 25 | 16 | 5 | 0.8 | 0.4 | 0.1 | 43 | 8.2 | 1 | | |
| 60 | 50 | 28 | 31 | 4 | 1 | 0.8 | 0.4 | 58 | 9.9 | 2 | 2 | |
| 59 | 39 | 15 | 31 | 4 | 1.2 | 1 | 0.8 | 66 | 9.0 | 3 | | |
| 60 | 49 | 40 | 46 | 17 | 0.9 | 0.4 | 0.1 | 52 | 6.7 | 1 | | 2013 |
| 60 | 50 | 30 | 31 | 4 | 1.15 | 0.8 | 0.4 | 62 | 9.9 | 2 | 11 | |
| 60 | 38 | 23 | 32 | 5 | 1.1 | 1 | 0.8 | 49 | 9.8 | 3 | | |
| 60 | 35 | 25 | 32 | 5 | 1 | 1.5 | 1 | 48 | 9.9 | 4 | | |
| 90 | 70 | 20 | 18 | 4 | 0.9 | 1 | 0.5 | 60 | 9.5 | 1 | | |
| 60 | 50 | 28 | 31 | 4 | 1 | 1.5 | 1 | 58 | 9.9 | 2 | 2 | |
| 59 | 40 | 18 | 31 | 4 | 0.8 | 1.5 | 1.5 | 55 | 8.9 | 3 | | 2014 |
| 60 | 49 | 31 | 45 | 16 | 1 | 1 | 0.5 | 65 | 9.2 | 1 | | |
| 60 | 50 | 26 | 42 | 15 | 1.2 | 1.5 | 1 | 56 | 8.8 | 2 | 11 | |
| 60 | 48 | 23 | 32 | 5 | 0.8 | 1.5 | 1.5 | 31 | 7.9 | 3 | | |
| 60 | 40 | 25 | 13 | 10 | 0.8 | 1.5 | 1 | 18 | 6.7 | 1 | 2 | 2015 |
| 60 | 46 | 30 | 31 | 16 | 1 | 1.5 | 1.5 | 47 | 8.8 | 2 | | |
| 60 | 38 | 35 | 38 | 16 | 0.8 | 1.5 | 1 | 37 | 8.08 | 1 | | |
| 60 | 38 | 29 | 34 | 14 | 1.1 | 1.5 | 1.5 | 47 | 6.7 | 2 | 11 | |
| 60 | 48 | 32 | 23 | 12 | 0.8 | 1.5 | 1.5 | 34 | 8.9 | 3 | | |

به منظور بررسی دقت واسنجی انجام شده در قطعات ۲ و ۱۱ مقادیر عملکرد واسنجی شده مورد ارزیابی قرار گرفت و نتایج آن در جدول (۶) ارائه گردید.

نتایج شاخص‌های آماری در ارزیابی واسنجی مدل، واسنجی مناسب آن را در سال های مختلف در قطعات ۲ و ۱۱ نشان می‌دهند. مقادیر کم و نزدیک به صفر NRMSE و CRM نشان از دقت بالای واسنجی و مقادیر مثبت ونزدیک به صفر CRM نشان از واسنجی به مقدار کمی بیشتر از مقادیر واقعی می‌باشد. مقادیر نزدیک به یک EF

نشان از کارایی بالای واسنجی انجام شده است.

**جدول ٦- شاخص‌های آماری برای ارزیابی مدل در واسنجی عملکرد قطعات۲ و ۱۱**

**Table 6- Statistical indicators for evaluation of Calibrated yield models in Parts 2 and 11**

| معادله Equation | $R^2$ | NRMSE | CRM | EF | سال قطعه Year Field | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| y = 0/9533x + 88/735 | 0.99 | 0.07 | 0.16 | 0.99 | 2 | 2010 |
| y = 0/9883x + 6/8919 | 0.99 | 0.13 | 0.24 | 0.87 | 11 | |
| y = 0/9543x + 4/8512 | 0.98 | 0.12 | 0.14 | 0.98 | 2 | 2011 |
| y = 0/9933x + 12/732 | 0.99 | 0.07 | 0.05 | 0.98 | 11 | |
| y = 0/8995x + 5/9321 | 0.97 | 0.18 | 0.09 | 0.64 | 2 | 2012 |
| y = 1/0872x - 123/09 | 0.99 | 0.02 | -0.08 | 0.89 | 11 | |
| y = 0/9824x + 5/3542 | 0.97 | 0.11 | 0.10 | 0.86 | 2 | 2013 |
| y = 0/9941x + 52/562 | 0.99 | 0.08 | 0.03 | 0.98 | 11 | |
| y = 1/0665x - 283/81 | 0.98 | 0.17 | -0.12 | 0.93 | 2 | 2014 |
| y = 0/9841x + 25/372 | 0.99 | 0.06 | 0.08 | 0.89 | 11 | |
| y = 0/9993x + 6/2417 | 0.99 | 0.01 | -0.09 | 0.95 | 2 | 2015 |
| y = 0/9699x +3/9173 | 0.99 | 0.02 | 0.02 | 0.99 | 11 | |

پس از واسنجی، اعتبارسنجی مدل برای برآورد میزان عملکرد، انجام گرفت. میزان عملکرد واقعی به ازای چین‌های مختلف و اعتبارسنجی مدل در شکل‌های (۲) و (۳) نشان داده شده‌اند. همان‌گونه که مشخص است گیاه یونجه در سال اول دارای بیشترین عملکرد بوده و در سال‌های بعدی با کاهش عملکرد مواجه می‌شود، این روند در شبیه‌سازی توسط مدل نیز به درستی تخمین زده شد. همچنین در طول یکسال بیشینه عملکرد مربوط به اواسط فصل رشد است که این مورد نیز به خوبی شبیه‌سازی گردید.

عملکرد شبیه‌سازی شده با مقادیر واقعی در سال ۲۰۱۲ در هر دو قطعه ۳ و ۱۲ در برداشت سوم اختلاف محسوسی دارند. با توجه به دقت مدل در برداشت‌های اول و سوم و پس از بررسی داده‌های اقلیمی، مشخص شد که کاهش دما در چند روز در دوره رشد دومین برداشت موجب کاهش عملکرد گردیده است. لازم به توضیح است که مدل براساس تاریخ دوره رشد[1] نه درجه رشد روز[2] اجرا گردیده است، متوسط دمای هوا در روزهای ۱۴۰ تا ۱۶۵ روز از ابتدای سال کاهش داشته است. اجرای مدل بر اساس تاریخ دوره رشد موجب عدم حساسیت آن به تنش‌های دمایی می‌شود.

این موضوع در شکل (۴) کاملا نمایان می‌باشد، در سه برداشت دیگر در هر دو قطعه و یا در یکی از قطعات، مقادیر شبیه سازی شده و واقعی اختلاف محسوسی ندارند؛ این در حالی است که در برداشت سوم در هر دو قطعه ۳ و ۱۲ مقادیر با هم اختلاف زیادی دارند.

کاهش دما در این دوره از برداشت‌ها در شکل (۴) نمایش داده شده است.

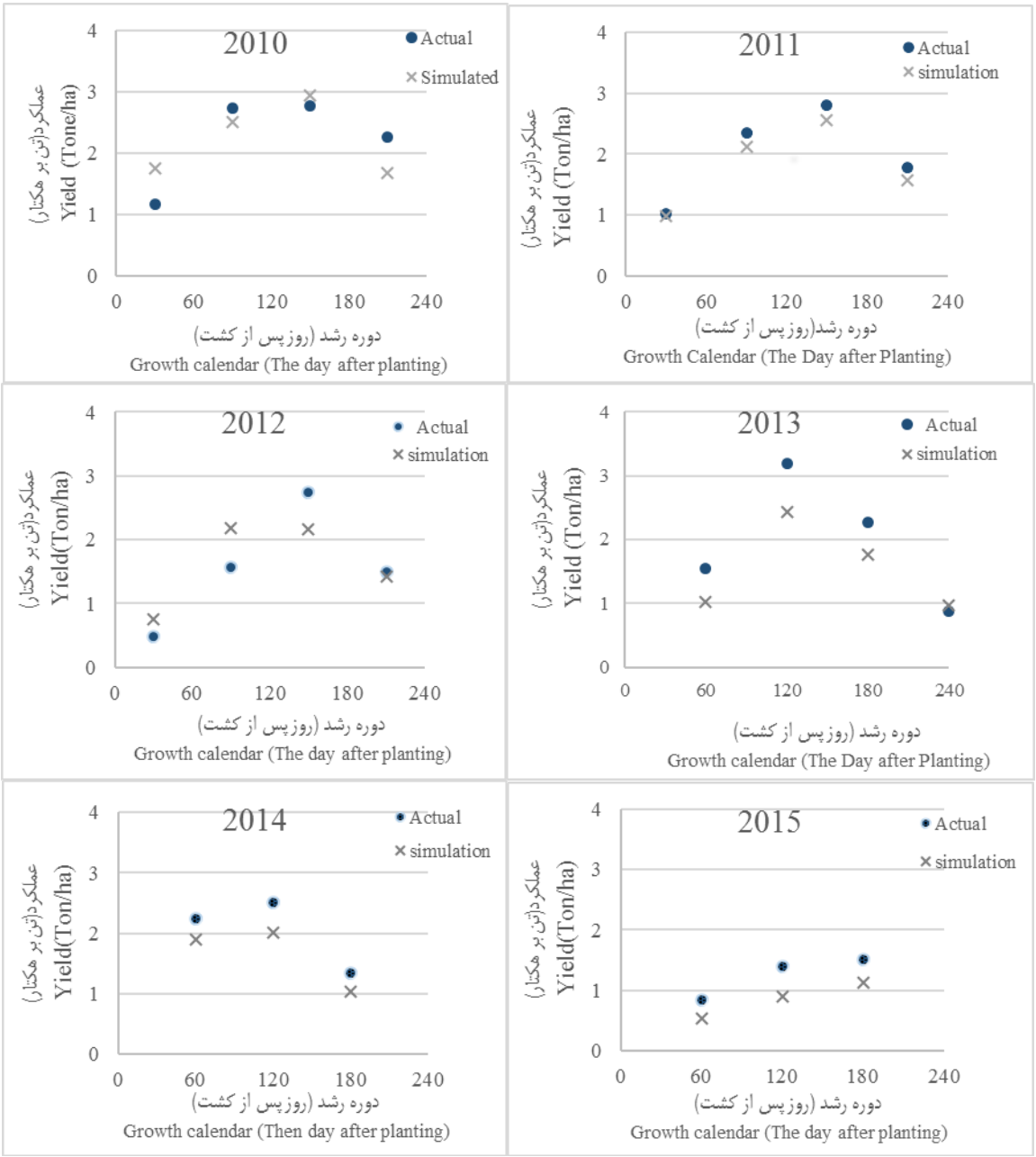
در جدول (۷) شاخص‌های آماری برای حصول درجه اعتماد به مدل برای شبیه‌سازی عملکرد نشان داده شده است.

در تحقیق حاضر در اکثر موارد مدل دارای برآوردی مطابق با مقدار واقعی با اختلاف بسیار کم و در برخی موارد بیش برآورد بود. مقادیر کم NRMSE نشان‌دهنده دقت بالای مدل در برآورد عملکرد بوده است. CRM در بیشتر موارد مثبت و نشان از کم برآورد بودن مدل در غالب شبیه‌سازی‌ها می‌باشد. این موضوع در شکل‌های (۲) و (۳) به وضوح دیده می‌شود. در تمام معادلات x مقادیر واقعی و y مقادیر شبیه‌سازی شده است. مقدار NRMSE در حالت ایده آل ۰/۱، در بازهٔ 0/1 تا 0/2 بیانگر عملکرد مناسب، ۰/۲ تا ۰/۳ بیانگر عملکرد متوسط و بیش از ۰/۳ بیانگر عملکرد نامناسب مدل است. در مدل‌سازی صورت گرفته متوسط این پارامتر 0/۲ به دست آمد که نشان‌دهنده عملکرد مناسب مدل است. بهترین شبیه‌سازی متعلق به قطعه ۳ و ۱۲ در سال‌های ۲۰۱۵ و ۲۰۱۲ بوده است. در این سال‌ها تمام شاخص‌های آماری در حالت ایده‌آل قرار دارند. بدترین شبیه‌سازی نیز متعلق به همان قطعه ۳ و در سال ۲۰۱۲ بود. چنانچه پیشتر توضیح داده شد، تغییرات دمایی موجب این انحراف شده است.

شکل (۵) مقادیر عملکرد واقعی و شبیه‌سازی شده سالانه طی دوره ۶ ساله ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵ را نشان می دهد. بیشینه عملکرد متعلق به قطعه ۳ و در اولین سال برداشت می‌باشد. برداشت سالانه با نرخ متوسط ۱/۲ نسبت به سال‌های قبل کاهش داشته است. به نظر می‌رسد سیستم آبیاری متحرک دارای کارایی و راندمان بهتری نسبت

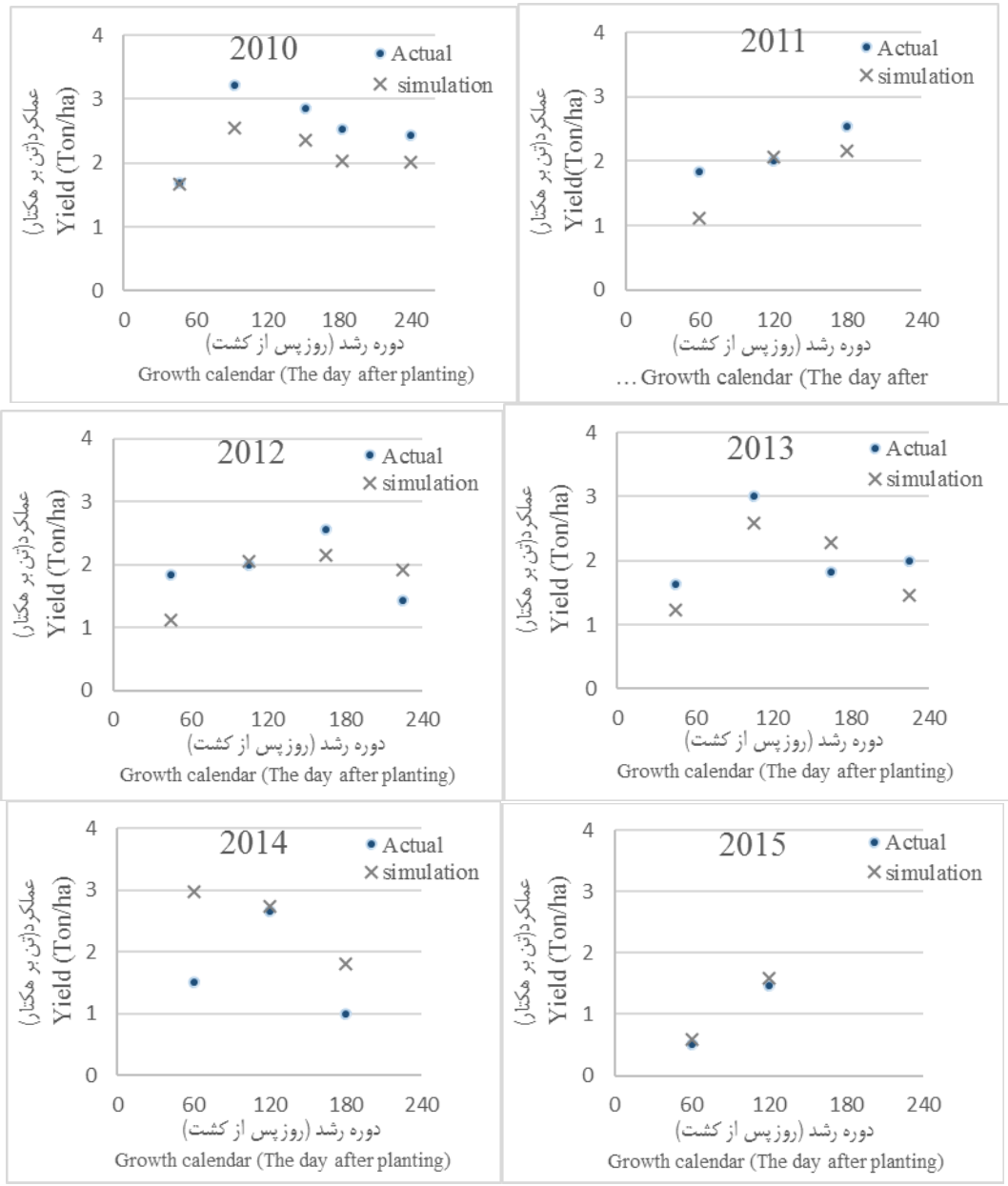
1- Calendar days
2- Growing Degree Days(GDD)

به سیستم آبیاری کلاسیک ثابت با آبپاش متحرک، که بسیار مرسوم است؛ می‌باشد، تفاوت در ضریب یکنواختی پخش دو سیستم باعث این تفاوت شده است (۲۸ و ۸). با وجود عملکرد نامناسب مدل در شبیه سازی چین‌ها در قطعه ۳ در سال ۲۰۱۲ در عملکرد سالانه همان سال دارای کارایی مناسبی است، این مورد اهمیت تفکیک چین‌ها و توانایی مدل در شبیه‌سازی آن را اثبات می نماید.



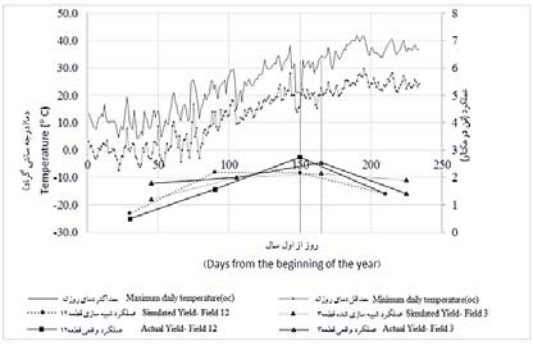

**شکل۲- عملکرد واقعی و شبیه‌سازی شده طی سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵ در برداشت‌های مختلف قطعه ۱۲**

**Figure 2- Actual and simulated yields 2010 to 2015 in part 12**




**شکل ۳- عملکرد واقعی و شبیه‌سازی شده طی سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵ در برداشت‌های مختلف قطعه ۳**

**Figure 3- Actual and simulated yields 2010 to 2015 in part 3**



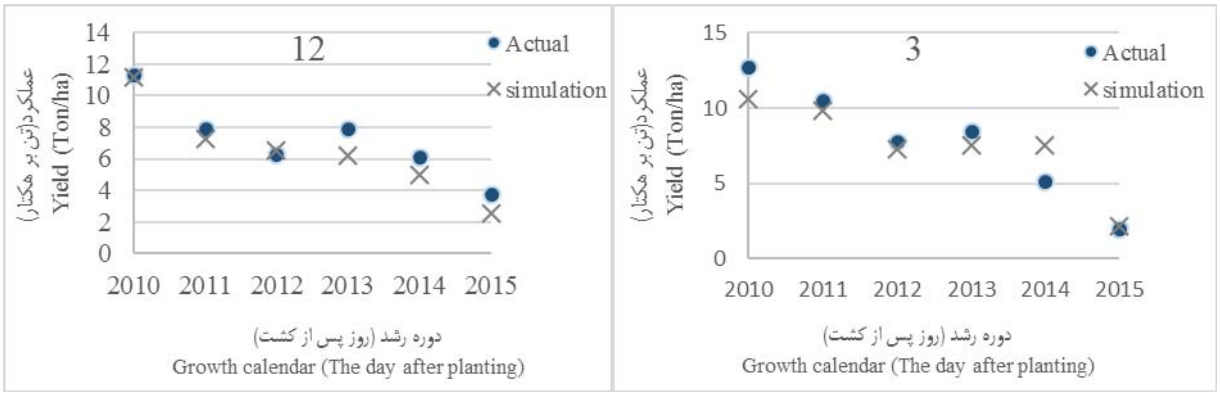

**شکل ٤- رابطه دما و عملکرد در سال ۲۰۱۲**

**Figure 4- Temperature and yields function in 2012**

**جدول ۷- شاخص‌های آماری برای ارزیابی مدل در شبیه‌سازی عملکرد قطعات۳و۱۲**

**Table 7- Statistical indicators for evaluation of Calibrated yield models in Parts 3 and 12**

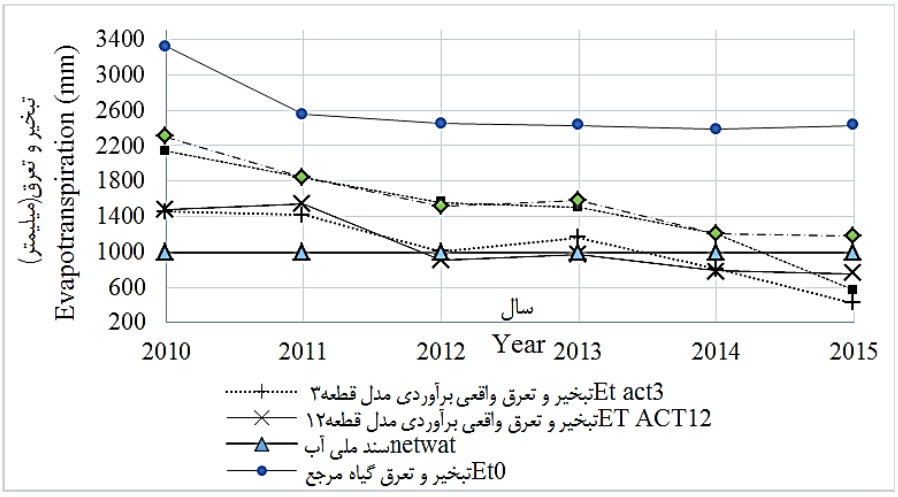
| معادله Equation | $R^2$ | NRMSE | CRM | EF | سال قطعه Field Year | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **y = 0.5875x + 0.6324** | 0.96 | 0.19 | 0.16 | 0.16 | 3 | **2010** |
| **y = 0.6061x + 0.8666** | 0.55 | 0.17 | 0.01 | 0.55 | 12 | |
| **y = 0.8563x + 0.0933** | 0.68 | 0.26 | 0.25 | 0.93 | 3 | **2011** |
| **y = 0.8881x + 0.0449** | 0.99 | 0.01 | 0.089 | 0.91 | 12 | |
| **y = 0.3605x + 1.109** | 0.12 | 0.24 | 0.07 | 0.41 | 3 | **2012** |
| **y = 1.6211x + 0.654** | 0.70 | 0.28 | -0.03 | 0.69 | 12 | |
| **y = 0.7822x + 0.2348** | 0.53 | 0.21 | 0.10 | 0.27 | 3 | **2013** |
| **y = 0.6773x + 0.2146** | 0.93 | 0.26 | 0.21 | 0.62 | 12 | |
| **y = 1.4254x + 1.7673** | 0.34 | 0.26 | -0.45 | 0.93 | 3 | **2014** |
| **y = 0.8563x - 0.0933** | 0.98 | 0.26 | 0.18 | 0.39 | 12 | |
| **y = 2.0308x + 0.4122** | 1 | 0.024 | -0.09 | 0.95 | 3 | **2015** |
| **y = 0.8047x - 0.1557** | 0.93 | 0.32 | 0.32 | 0.91 | 12 | |




**شکل ۵- عملکرد واقعی و شبیه‌سازی شده سالانه طی سال‌های۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵ قطعات ۳ و۱۲**

**Figure 5- Actual and simulated annually yields 2010 to 2015 in fields 3 and 12**

شکل (۶) مقادیر تبخیر–تعرق سالانه گیاه یونجه در اردستان طی دوره ۶ ساله برداشت آن را نشان می‌دهد، مقادیر بدست آمده با نتایج سند ملی آب مقایسه گردیده است که بیان کننده تفاوت بسیار زیاد آنها در دو سال ابتدایی می‌باشد.




**شکل ٦- تبخیر–تعرق سالانه یونجه طی سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵**

**Figure 6- Alfalfa annual evapotranspiration during 2010 to 2015**

دلیل مقایسه مقادیر شبیه‌سازی شده با سند ملی آب کشور، کاربرد متداول سند ملی در مطالعات آبیاری تحت فشار در تمام کشور می‌باشد. به دلیل عدم دسترسی به داده‌های لایسیمتری قضاوت درباره نتایج بدست آمده به شکل صحیح امکان پذیر نیست ولی با توجه به دقت مدل در شبیه‌سازی عملکرد انتظار می‌رود نتایج حاصل از تبخیر-تعرق شبیه سازی شده با مدل نیز دارای صحت قابل قبول باشند. تبخیر-تعرق گیاه مرجع ($ET_0$) دارای بیشترین مقدار و از معادله فائو پنمن مانتیث محاسبه گردید. تبخیر-تعرق گیاه ($ET_c$)، که حاصلضرب ضریب‌گیاهی در تبخیر-تعرق گیاه مرجع ($ET_0$) است، برای هر دو مزرعه محاسبه و مقایسه گردید. چنانچه در شکل (۵) مشخص می‌باشد مقدار عددی آن از نتایج مدل که تبخیر-تعرق واقعی برآورد شده می‌باشد، بیشتر است. اختلاف آنها ناشی از ضریب تنشی($ET_0 \times K_c \times K_s$) است که مدل در برآورد نیاز آبی واقعی گیاه لحاظ می کند. مقدار عددی ضریب تنش سالانه برای قطعات ۳ و ۱۲ درجدول (۸) نشان داده شده است(۳۱).

**جدول ۸- ضریب تنش شوری و خشکی در قطعات ۳ و۱۲**

**Table 8- Salinity and drought stress coefficent in fields 3 and 12**

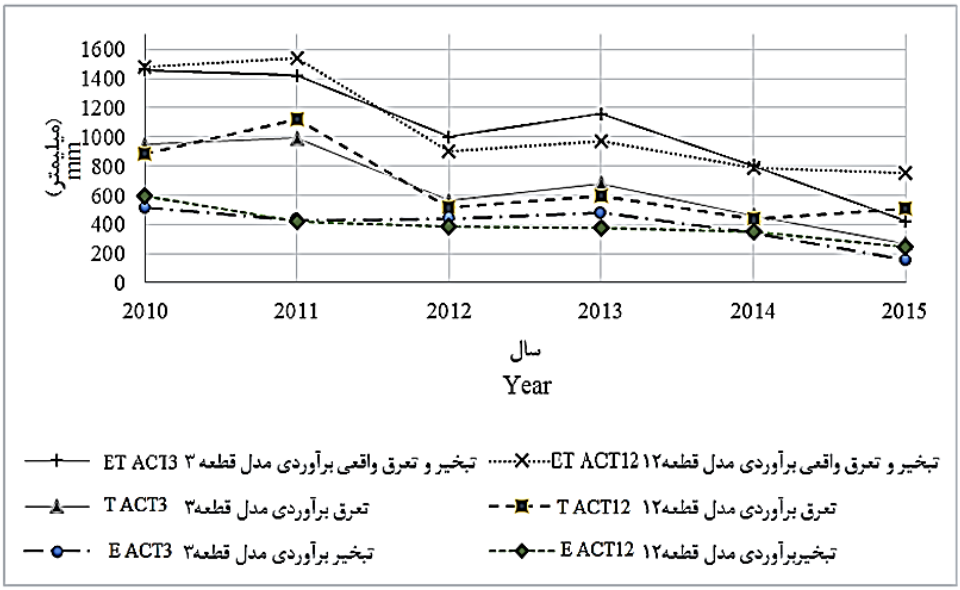
| سال Year | | | | | | قطعه Field |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 2015 | 2014 | 2013 | 2012 | 2011 | 2010 | |
| 0.74 | 0.67 | 0.77 | 0.65 | 0.77 | 0.68 | 3 |
| 0.64 | 0.65 | 0.61 | 0.59 | 0.84 | 0.65 | 12 |

بطور متوسط ضریب تنش ($K_s$) طی ۶ سال برداشت محصول در قطعه ۳، ۰/۷۲ و در قطعه ۱۲، ۰/۶۶ بوده است. چنانچه پیش‌تر بیان گردید، عملکرد نیز در قطعه ۳ نسبت به قطعه ۱۲ بیشتر بود؛ لذا با توجه به اینکه دبی آبپاش‌ها در سیستم آبیاری بارانی کلاسیک ثابت ۳ تا ۴ برابر سیستم متحرک می‌باشد، به نظر می‌رسد؛ تنش ناشی از آبیاری سنگین (غرقابی شدن) در سیستم آبیاری بارانی کلاسیک ثابت موجب این امر گردیده است. شدت پخش آب در آبپاش‌های بارانی کلاسیک ثابت تنها اندکی از شدت نفوذ خاک کمتر بوده و پس از گذشت دقایقی از شروع آبیاری معمولا رواناب ایجاد می‌شود.

مقدار تبخیر-تعرق در طول سال‌های مختلف برداشت دارای اختلاف زیادی است. نتایج سند ملی آب بصورت متوسط بلندمدت تبخیر-تعرق هر منطقه‌ای می‌باشد (همواره عدد ثابتی است)، چنانچه مشخص می‌باشد این موضوع موجب ایجاد تنش آبی شدید در سال‌های ابتدایی و اعمال بیش‌آبیاری در سال‌های انتهایی برداشت محصول می‌شود. نتایج بدست آمده با نتایج افشارمنش و همکاران (۲)، مطابقت دارد. آنها گزارش کردند که نیاز آبی یونجه در طول دوره رشد ۸۰۰ تا ۱۶۰۰ میلی‌متر در سال متغیر است. علاوه بر اثر طول عمر گیاه، طول دوره رشد نیز در سال مختلف متفاوت بود. در پژوهشی دیگر میزان تبخیر-تعرق یونجه از اول تیرماه لغایت آخر آبان ماه جمعا ۱۵۶۰ میلیمتر و در همین دوره میزان تبخیر-تعرق چمن ۱۱۵۴ میلیمتر و نسبت یونجه به چمن ۱۲۴ برآورده شده است (۳۵).

یکی از پارامترهای اصلی در رشد و نمو محصولات کشاورزی تبخیر-تعرق است. تبخیر-تعرق به دو مولفه تبخیر از سطح خاک و تعرق از سطح گیاه تفکیک می‌شود. آنچه به عنوان بخش مولد محسوب می‌شود تعرق گیاه و بخش پوشش سبز محصول است که بررسی و نحوه بهبود بهره‌وری تعرق از طریق ارائه گزاره‌های مدیریتی از قابلیت‌های مدل AquaCropمحسوب می‌شود. مقادیر تبخیر از سطح خاک و تعرق از گیاه یونجه از مقدار تبخیر-تعرق برآوردی توسط مدل تفکیک و در شکل (۷) نمایش داده شده‌اند.

چنانچه در شکل مشخص می‌باشد در قطعه ۳ تبخیر از سطح خاک در سال ۲۰۱۱ با ۳۰درصد و در سال ۲۰۱۲ با ۴۴درصد و در قطعه ۱۲ در سال ۲۰۱۱ با ۲۷ درصد و در سال ۲۰۱۲ با ۴۴ درصد دارای کمترین و بیشترین سهم از تبخیر-تعرق یونجه را تشکیل داده‌اند؛ لذا بیشترین و کمترین سهم از اتلاف آب مصرفی به ترتیب ۴۴ و۲۷درصد بوده است. با دقت در شکل (۷) مشخص می‌گردد که میزان تبخیر-تعرق واقعی در قطعه ۱۲ به جز سال ۲۰۱۲ و ۲۰۱۳ بیشتر از تبخیر-تعرق قطعه ۳ بوده است. میزان تبخیر از سطح خاک (بخش غیر مفید مصرف آب) نیز روندی مشابه با تبخیر-تعرق واقعی دارد، بنابراین چنین استنباط می‌شود که میزان تلفات تبخیر در سیستم کلاسیک ثابت با آبپاش متحرک بیشتر از سیستم متحرک می‌باشد. بهره‌وری آب کشاورزی معرف کسر کل تولید ماده خشک بر آب مصرفی است. این پارامتر می‌تواند به عنوان یک ابزار مدیریتی در بخش‌های مختلف قرار گیرد.




**شکل ۷- تبخیر از خاک، تعرق از گیاه و تبخیر-تعرق سالانه یونجه طی سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵**

**Figure 7- Soil evaporation, crop transpiration, and Alfalfa evapotranspiration annually during 2010 to 2015**

**جدول ۹- بهره‌وری تبخیر-تعرق و بهره‌وری تعرق در قطعات ۳ و۱۲ طی سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵**

**Table 9- Evapotranspiration and transpiration productivity in part 3 and 12 during 2010 to 2015**

| سال Year | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | | قطعه Field | |
| 0.47 | 0.64 | 0.73 | 0.78 | 0.76 | 0.87 | $WP_{ET}$ | بهره‌وری تبخیر-تعرق | 3 |
| 0.74 | 1.12 | 1.24 | 1.39 | 1.09 | 1.34 | $WP_T$ | بهره‌وری تعرق | |
| 0.50 | 0.78 | 0.82 | 0.70 | 0.51 | 0.76 | $WP_{ET}$ | بهره‌وری تبخیر-تعرق | 12 |
| 0.74 | 1.39 | 1.33 | 1.21 | 0.71 | 1.28 | $WP_T$ | بهره‌وری تعرق | |

جدول (۹) بهره‌وری تبخیر-تعرق ($Y\ ET^{-1}$) و بهره‌وری تعرق ($Y\ T^{-1}$) را طی سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵ در قطعات ۳ و ۱۲ نشان می‌دهد. تفاوت در مقادیر بهره‌وری قطعات در هر سال به دلیل تفاوت در ترکیب شیمیایی، شاخص برداشت و میزان تعرق می‌باشد. متوسط بهره‌وری تبخیر-تعرق ($Y\ ET^{-1}$) در قطعات ۳ و ۱۲ طی۶ سال برداشت به ترتیب ۰/۷و۰/۶۷کیلوگرم بر مترمکعب بود.

متوسط بهره‌وری تعرق ($Y\ T^{-1}$) در قطعات ۳ و ۱۲طی ۶ سال برداشت به ترتیب ۱/۱۵و۱/۱۱ کیلوگرم بر مترمکعب بود. میزان بالای تبخیر چنانچه در شکل (۷) مشخص می‌باشد باعث شده است، بهره‌وری تبخیر-تعرق ($Y\ ET^{-1}$) نسبت به بهره‌وری تعرق ($Y\ T^{-1}$) در قطعه ۳، ۳۰ تا ۴۴ درصد کاهش داشته باشد و این مقدار برای قطعه ۱۲، ۲۷ تا ۴۴ درصد بوده است.

## نتیجه‌گیری کلی

طی انجام تحقیق مشخص گردید که مدل AquaCrop در شبیه‌سازی میزان عملکرد محصول در مقایسه با عملکرد واقعی سالانه و حتی ماهانه در اکثر موارد نتایج قابل قبول و بسیار نزدیک به مقدار واقعی عملکرد برآورد کرده است. در دو سال ابتدایی برداشت محصول شاخص‌های ارزیابی دقت متوسط مدل را نشان دادند. مقادیر کم NRMSE نشان‌دهنده دقت بالای مدل در برآورد عملکرد بوده است. CRM در بیشتر موارد مثبت و نشان از کم برآورد بودن مدل در غالب شبیه‌سازی‌ها می‌باشد. طی انجام تحقیق مشخص گردید؛ مدل AquaCropنسبت به تغییرات دمایی حساسیت داشته و پیشنهاد می‌گردد مدل از قسمت درجه رشد[1] روز به جای تاریخ دوره رشد[2] اجراء گردد. نسخه ۵ مدل AquaCrop علاوه بر تنش‌های رطوبتی تنش شوری را نیز در محاسبات دخالت می‌دهد، این موضوع در تفاوت تبخیر-تعرق واقعی حاصل ازمدل کاملا مشخص می‌باشد. در تحقیق صورت گرفته میزان تبخیر-تعرق سالانه توسط مدل پیش‌بینی شده است. میزان بالای تبخیر باعث کاهش۲۷ تا ۴۴ درصدی بهره‌وری تبخیر-تعرق ($Y\ ET^{-1}$) نسبت به بهره‌وری تعرق ($Y\ T^{-1}$) گردید.

1- Growing Degree Days (GDD)
2- Calendar days

## منابع


1- Abedinpour M., Sarangi A., Rajput T.B.S., Singh M.H., Pathak H., and Ahmad T. 2012. Performance evaluation of AquaCrop model for maize crop in a semi-arid environment. Agricultural Water Management, 110: 55-66.
2- Afsharmanesh GH., Heidari-Sharifabad H., Mazaheri D., Noormohammadi GH., and Madani. H. 2008. The effects of water deficit stress on hay alfalfa (Medicago sativa) yield and water use efficiency cultivars. 78: 132-140.(in Persian with English abstract)
3- Allen R.G., L.S. Pereira Raes D., and Smith M. 1998. Crop Evapotranspiration–Guidelines forcomputing crop water requirements, FAO Irrigation and Drainage Paper 56, FAO, 1998, ISBN92-5-104219-5
4- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., and Smith M. 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper no, 56:134-153.
5- Alizadeh H., Nazari B., ParsiNejhad M., and Ramezani Etedali H. 2010., Evaluation AquaCrop model in deficit irrigation management wheat and barley in Karaj., Irrigation and Drainage., 4: 283-273.(in Persian with English abstract)
6- Andarziana B., Bannayanb M., Steduto P., Mazraeha H., Barati M.E., Barati M.A., and Rahnama A. 2011. Validation and testing of the AquaCrop model under full and deficit irrigated wheat production. Agricultural Water Management., 100: 1-8.
7- Araya A., Habtu S., Hadgu K.M., Kebede A., and Dejene T. 2010. Test of AquaCrop model in simulating biomass and yield of water deficient and irrigated barley. Agricultural Water Management., 97: 1838-1846.
8- Babazade H., Saraee Tabrizi M. 2012. Aquacrop model evaluation under deficit irrigation management Soybean.WATER AND SOIL AGRICULTURAL SCIENCES AND TECHNOLOGY, 2:329-339 (in Persian with English abstract)
9- Bazane M., Sadredini A.A., Nazemi A., and DalirHasannia R. 2015. The impact of optimizing the arrangement and spacing of sprinkler uniformity coefficient fixed sprinkler irrigation system. Water in Agricultural Research., 29:537-546.(in Persian with English abstract)
10- Droogers P., and Kite G. 2001. Simulation modeling at different scales to evaluated the productivity of water. Physics and Chemistry of the Earth, 12: 877-880.
11- Droogers P. 2000, Estimating actual evapotranspiration using a detailed agro hydrological model, Journal of Hydrology, 229:50-58.
12- Ebrahimi M., Vardinejhad V., and MajnooniHaris A. 2015. Maize growth under different water and nitrogen management simulation model AquaCrop. Iranian Journal of Soil and Water Research., 46:207-220.(in Persian with English abstract)
13- Farahani H.J., Izzi G., Steduto P., and Oweis T.Y. 2009. Parameterization and evaluation of AquaCrop for full and deficit irrigated cotton. Agronomy Journal., 101:469–476.
14- García-Vila M., Fereres E., Mateos L., and Steduto P. 2009. Deficit irrigation optimization of cotton with AquaCrop. Agronomy Journal. 101:477– 487.
15- Geerts S., Raes D., Garcia M., Miranda R. 2009. Simulating Yield Response of Quinoa to Water Availability With Aguacrop.Agronomy Journal.,101:499-508
16- Hasanli M., Afrasiab P., and Ebrahimian H. 2015. AquaCrop and SALTMED assessment models for estimating corn yield and soil salinity. Iranian Journal of Soil and Water Research., 46:487-898.(in Persian with English abstract)
17- Heng L.K., Evett S.R., Howell T.A., and Hsiao T.C. 2009. Calibration and testing of FAO AquaCrop model for maize in several locations. Agronomy Journal. 101: 488–498.
18- Heydari N. 2011. Determination and evaluation of water use efficiency of crops under agricultural management in the country. Journal of Water Management and Irrigation., 2:43-57.(in Persian with English abstract)
19- Heydari N., and Haghayehgimohgadam S.A. 2000. Irrigation water use efficiency of major products across the country .gzarsh provided to the Department of Agriculture Ministry of Agriculture. Research Institute of Agricultural Engineering. Karaj.(in Persian)
20- Hsiao T.C., Heng L.K., Steduto P., Raes D., and Fereres F. 2009. AquaCrop Model parameterization and testing for maize. Agronomy Journal. 101:448–459.
21- KHalili N., Davari K., Alizade A., Kafi M., and Ansari H. 2014. Simulation of Yield of Dryland Wheat by using AquaCrop Case Study Dryland Agricultural Research Station Sisab, North Khorasan. . Journal of Water and Soil., 28:930-939.(in Persian with English abstract)
22- Keating B.A., Carberry P.S., Hammer G.L., Probert M.E., Robertson M.J., Holzworth D., Huth N.I., Hargreaves J.N.G., Meinke H., Hochman Z., McLean G., Verburg K., Snow V., Dimes J.P., Silburn M., Wang E., Brown S., Bristow K.L., Asseng S., Chapman S., McCown R.L., Freebairn D.M., Smith C.J. 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. European Journal of Agronomy,18:267-288.

23- Khorsand A., Verdinezhad V., and Shahidi A. 2014. Evaluation Aquacrop model for simulation wheat yield, moisture and salinity of soil profiles under water and salinity stress, Journal of water and irrigation management., 4: 89-104. (in Farsi).
24- Kumar P., Sarangi A., Singh D.K., and Parihar S.S. 2014. Evaluation of AquaCrop model in predicting wheat yield and water productivity under irrigated saline regimes. Irrigation and Drainage. 63:474–487.
25- Liu H.F., Genard M., Guichard S., and Bertin N. 2007. Model assisted analysis of tomato fruit growth in relation to carbon and water fluxes, Journal of Experimental Botany. 58:7-3580.
26- Mkhabela M.S., and Bullock P.R. 2012. Performance of the FAO AquaCrop model for wheat grain yield and soil moisture simulation in Western Canada. Agricultural Water Management. 110:16– 24.
27- Mohamadi M.,GHahreman B., Davari K., Ansari H., and Shahidi A.S. 2014. Validation AquaCrop model to simulate yield and water use efficiency of winter wheat under drought and salinity stresses at the same time. Journal of Water and Soil.,29:67-84.(in Persian with English abstract)
28- Montazar A., and Kosari H. 2007.Water productivity analysis of some irrigated crops in Iran. Proceeding of the international conference of water saving in Mediterranean agriculture and future needs. Valenzano (Italy). Series B., 56: 109-120.
29- Pourmaroof E., Faryabi A., and GHamarnia H. 2010. Evaluation of Sprinkler irrigation systems fixed Dehgolan Plain Kurdistan.,Science and Technology of Agriculture and Natural Resources Water and soil sciences., 54:1-16.(in Persian with English abstract)
30- Raes D., Steduto P., Hsiao T.C., and Fereres E. 2009. AquaCrop-The FAO crop model for predicting yield response to water: II. Main algorithms and soft ware description. Agron. J., 101: 438-447.
31- Rahimi KHoob H., Sotoodenia A., and Masah Bovani A.R. 2014. AquaCrop model calibration and validation for maize Qazvin region. Journal of Irrigation and Drainage., 8:108-115.(in Persian with English abstract).
32- Ramezani Etedali H., Liaqat A., Parsinejhad M., and Tavakoli A. 2016. AquaCrop in irrigation management model calibration and verification of important cereals, Journal of Irrigation and Drainage., 3:389-397.(in Persian with English abstract).
33- Ramezani Etedali H. 2012. Development of an Optimization Model for Water Allocation in Irrigated and Rainfed Lands to increase Economical Productivity. Ph.D. Thesis. University of Tehran, Iran.
34- Salemi H., Mohd Soom M.A., Lee T.S., and Mousavi S.F., Ganji A., and KamilYusoff M. 2011. Application of AquaCrop model in deficit irrigation management of Winter wheat in arid region. African Journal of Agricultural Research, 610: 2204-2215.
35- Steduto P., Hsiao T.C., Raes D., and Fereres E. 2009. AquaCrop-The FAO crop model to simulate yield response to water: I. Concepts and underlying principles. Agron0my Journal, 101: 426–437.
36- Shariati M.,R. 1997. Review reference evapotranspiration plant alfalfa as lysimeter., Soil and Water Research Institute.
37- Ziaee T.H., Babazade H.V., and Kave F. 2014. CERES-Maize model performance review and AquaCrop the components of soil water balance and maize yield. Iranian Journal of Soil and Water Research.,45:435-445.(in Persian with English abstract).

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 738-753

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۵۳-۷۳۸

# Evaluation of AquaCrop Model for different Harvesting time of Alfalfa in Ardestan

**F. Ramezani Humbari[1*] - A. Kaviani[2] – H. Ramezani Etedali[3]**

Received: 08-01-2017
Accepted: 20-06-2017

**Introduction:** AquaCrop model was developed to simulate crop response to water consumption and irrigation management. The model is easy to use, works with limited input, and has acceptable accuracy. In this study, the data of an alfalfa field (as a perennial fodder plant) in the Iranian city of Ardestan was used to calibarate and validate the performance of AquaCrop model to simulate the crop productivity in relation to water supply and irrigation management.

**Materials and Methods:** The data of Fajr-e Esfahan Company farms of Ardestan County were used for calibration and validation of the AquaCrop model, simulating the alfalfa performance in different harvests and over different years. The farms are 1004 m above sea level and located in 33°2' to 33°30' North and 55°20' to 55°22' East. The farm under investigation included ten plots of alfalfa field, with an area of 280 hectares. The data of two plots were used for calibration and, two others used for validation.

Considering that alfalfa is a perennial plant, the data regarding the first harvest was defined as sowing, and transplanting was used to refer to the next harvests. Considering the physiological changes of plants over a year and during different harvests, the numerical value of different parameters, including primary vegetation, maximum vegetation, the depth of primary root development, the maximum depth of primary root development, crop coefficient, germination date, flowering, vegetation senescence, and physiological maturity, were defined for the model. The CRM, NRMSE, $R^2$, and EF indices were used for verification of the calibration results. The CRM index determines the overestimation or underestimation of the model. The EF index is variable between 1 and 0, where 1 indicates optimal performance of the model. If all estimated and measured values were equal, the value of CRM and NRMSE would be zero, and EF would be one.

**Results and Discussion:** After calibration, validation was performed to examine the performance of the model. Hence, the actual performance rate for different harvests and the results of simulations were compared. Lower NRMSE value is indicative of high accuracy of the model in estimation of the performance. The value of CRM was mostly positive, showing the underestimation of the model in most of the simulations. The maximum performance happened during the first harvest year. The annual harvest decreased with an average rate of 1.2, compared to former years. The evaporation and transpiration rate was calculated by the model and the results were compared with potential evapotranspiration (FAO Penman-Monteith) and National Document of Irrigation (NET WAT). The reference crop evapotranspiration ($ET_0$) had the highest value, and was calculated through FAO Penman-Monteith equation. The numerical value of potential crop evapotranspiration (ETc), which is the result of multiplication of crop coefficient by reference crop evapotranspiration ($ET_0$), was greater than the results of the model, i.e. the estimated actual evapotranspiration. The discrepancy between them is the result of stress coefficient ($ET_0 \times Kc \times Ks$), which the model takes into account in estimation of actual plant water requirement. Evapotranspiration refers to two factors, namely the water lost by transpiration from plants and by evaporation from the soil. The plant transpiration and green cover are considered to be the generating part; AquaCrop is able to examine and improve transpiration efficiency through managerial statements. The values of transpiration from plants and evaporation from the soil for alfalfa were differentiated from the values estimated by the model. The productivity of evaporation, transpiration, and evapotranspiration were calculated by the model. The difference in the productivity values of the plots during different years was the result of difference in chemical composition, harvest index, and transpiration rate.

**Conclusion:** The AquaCrop model performed well in simulation of crop performance compared to actual annual, and even monthly, performance, and its results were very close to the actual performance. The model is sensitive to temperature changes, and it is suggested to use the Growing Degree Days (GDD) instead of Calendar Days section. . The Version 5 of AquaCrop model can, in addition to moisture stress, include salinity stress in

1, 2 and 3-MSc Student and Assistant Professors Department of Water Engineering, Imam Khomeini International University, Qazvin
(*- Corresponding Author Email: Farshid118@gmail.com)

calculations; this is evident in the variation of actual evaporation and transpiration values estimated by the model. In this study, the annual evaporation and transpiration rate was predicted by the model. The higher rate of evaporation can lead to a 27 to 44 percent decrease in the efficiency of evapotranspiration (Y $ET^{-1}$), compared to transpiration efficiency (Y $T^{-1}$).

**Keywords:** Validation, FAO Penman-Monteith, Calibration, NRMSE

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۷۱-۷۵۴

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 754-771

# تاثیر انتخاب ایستگاه در بهینه‌سازی پارامترهای مدل پالس مستطیلی بارتلت–لویس اصلاح شده (BLRPM) و عملکرد مدل هیدرولوژیکی HSPF

اسماعیل دودانگه[۱] – کاکا شاهدی[۲*] – کریم سلیمانی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۲/۲۳
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۰۳/۳۰

## چکیده

در این پژوهش جهت مطالعه فرآیند بارش–رواناب در حوضه آبخیز طالقان از برنامه شبیه‌سازی هیدرولوژیکی فرترن (HSPF) استفاده شده است. علیرغم دقت بالای مدل HSPF، مشکلات موجود در خصوص اندازه گیری بارش در مقیاس‌های زمانی کوتاه مدت (مقیاس ساعتی و کمتر از آن) در حوضه های آبخیز، استفاده از مدل مذکور مخصوصا در شبیه‌سازی های هیدرولوژیکی طولانی مدت را با مشکل مواجه ساخته است. بدین منظور از مدل پالس مستطیلی بارتلت – لویس با پارامتر تصادفی (BLRPM) جهت گسسته سازی داده های بارش و تبدیل بارش‌های روزانه به بارش‌های ساعتی مورد نیاز مدل استفاده گردید. پارامترهای مدل با استفاده از داده های بارش ساعتی، ۲۴ و ۴۸ ساعته ثبت شده در دوره آماری (۲۰۰۶–۲۰۰۹) در ایستگاه‌های باران‌نگار داخل (جوستان و زیدشت) و مجاور حوضه (کلک چال) برآورد گردید. سپس با استفاده از مدل واسنجی شده به گسسته سازی داده‌های بارش روزانه ثبت شده در درون حوضه، در دوره آماری ۱۹۹۵–۲۰۰۵ پرداخته شد. داده‌های بارش ساعتی حاصل از فرایند گسسته‌سازی، جهت شبیه‌سازی دبی‌های روزانه توسط مدل HSPF به کار گرفته شد. نتایج نشان داد استفاده از داده‌های بارش ساعتی ثبت شده در ایستگاه کلک چال جهت برآورد پارامترهای مدل BLRPM، موجب تولید بارش‌های با شدت زیاد در فرآیند گسسته‌سازی بارش و برآورد بیشتر دبی‌های اوج توسط مدل هیدرولوژیکی می‌گردد. حذف ایستگاه مذکور از فرایند بهینه سازی مدل BLRPM باعث بهبود عملکرد مدل HSPF با ضریب ناش – ساتکلیف ۰/۷۶، ضریب تبیین ۰/۷۹ و خطا (RMSE) ۷/۱۱ گردید. نتایج این مطالعه بیانگر حساسیت مدل HSPF به انتخاب ایستگاه و پارامتر شدت بارش می‌باشد.

**کلمات کلیدی:** بارش ساعتی، دبی اوج، گسسته‌سازی بارش، نفوذ

## مقدمه

بسیاری از مدل‌های هیدرولوژیک با هدف برآورد دقیق از مقادیر سیل بسط و گسترش یافته‌اند (۴۵). برای دستیابی به این هدف مدلهای هیدرولوژیک متنوعی از جمله مدلهای مفهومی ساده تا مدل‌های توزیعی فیزیکی و نیز مدل‌های مبتنی بر وقایع ایجاد و به طور گسترده در علم هیدرولوژی به کار گرفته شده‌اند (۴۱). در مناطق مرطوب اغلب این مدل‌ها می‌توانند فرایندهای هیدرولوژیک را به طور مناسب شبیه‌سازی نمایند (۴۴). در حالیکه در مناطق خشک و نیمه‌خشک به دلیل ناهمگنی‌های زمانی و مکانی شدید در متغیرهای هیدرولوژیکی (ازجمله بارش، تولید رواناب، تبخیر و تعرق و تغییرات رطوبتی خاک) در حوضه آبخیز، پیش‌بینی مقادیر دبی و به ویژه دبیهای سیلابی به عنوان یکی از چالش‌های پیش روی علم هیدرولوژی است (۲۰). در این راستا انتخاب مدل مناسب هیدرولوژیکی که بتواند پیچیدگی‌ها و روابط غیرخطی موجود در فرایندهای روابط بارش–رواناب این مناطق را به درستی شبیه‌سازی نماید حائز اهمیت است. انواع متفاوتی از مدل‌های هیدرولوژیک با درجات مختلف پیچیدگی جمله مدل HEC-HMS (۱۶)، SWAT (۴)، IHACRES (۲۳)، HSPF (۱۲) و ... جهت شبیه‌سازی فرایندهای هیدرولوژیک در مناطق خشک و نیمه خشک ارائه گردیده است. برخی از این مدلها از جمله مدل HSPF دارای پیچیدگی بیشتری نسبت به سایر مدلهای می‌باشند و نیاز به داده‌های ورودی با جزئیات بیشتر می‌باشند. عدم کفایت زمانی و مکانی داده‌های اقلیمی و هیدرولوژیکی در اکثر حوضه‌های آبخیز در کشورمان محققین را مجبور به استفاده از مدل‌های ساده‌تر با نیازمندی‌های کمتر کرده است. محدودیت زمانی و مکانی در خصوص داده‌های بارش ساعتی

۱، ۲ و ۳– به ترتیب دانشجوی دوره دکتری، دانشیار و استاد گروه علوم و مهندسی آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری
(*–نویسنده مسئول: Email: kaka.shahedi@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.62710

موجود در کشور مخصوصا در مناطق خشک و نیمه خشک موجب شده است تا محققین از مدل‌های هیدرولوژیکی با داده‌های بارش روزانه به عنوان ورودی جهت شبیه‌سازی دبی استفاده کنند. مدل‌های هیدرولوژی از جمله مدل HEC-HMS، SWAT و IHACRES از جمله نمونه‌هایی از این قبیل مدل‌ها با داده‌های بارش روزانه به عنوان ورودی مدل می‌باشند که استفاده از آنها در بین محققین عمومیت دارد. گزارشات مختلفی در خصوص عدم کارایی برخی از این مدل‌ها در شبیه‌سازی دبی‌های حداکثر در مناطق خشک و نیمه خشک گزارش گردیده است. به عنوان مثال در خصوص مدل IHACRES ، زارعی و همکاران (۴۶) در حوضه آبخیز کسیلیان (با مساحت ۶۶/۷ کیلومتر مربع)، دوستی و همکاران در حوضه آبخیز تمر (با مساحت ۱۵۲۵ کیلومتر مربع) ( ۱۵)، آشفته و مساح بوانی (۵) در حوضه آبخیز آیدوغموش (با مساحت ۸۰ کیلومتر مربع) بر عدم توانایی مدل مذکور در شبیه‌سازی صحیح دبی‌های حداکثر تاکید داشتند که یکی از دلایل آن استفاده از داده‌های بارش روزانه جهت شبیه‌سازی رواناب می‌باشد.

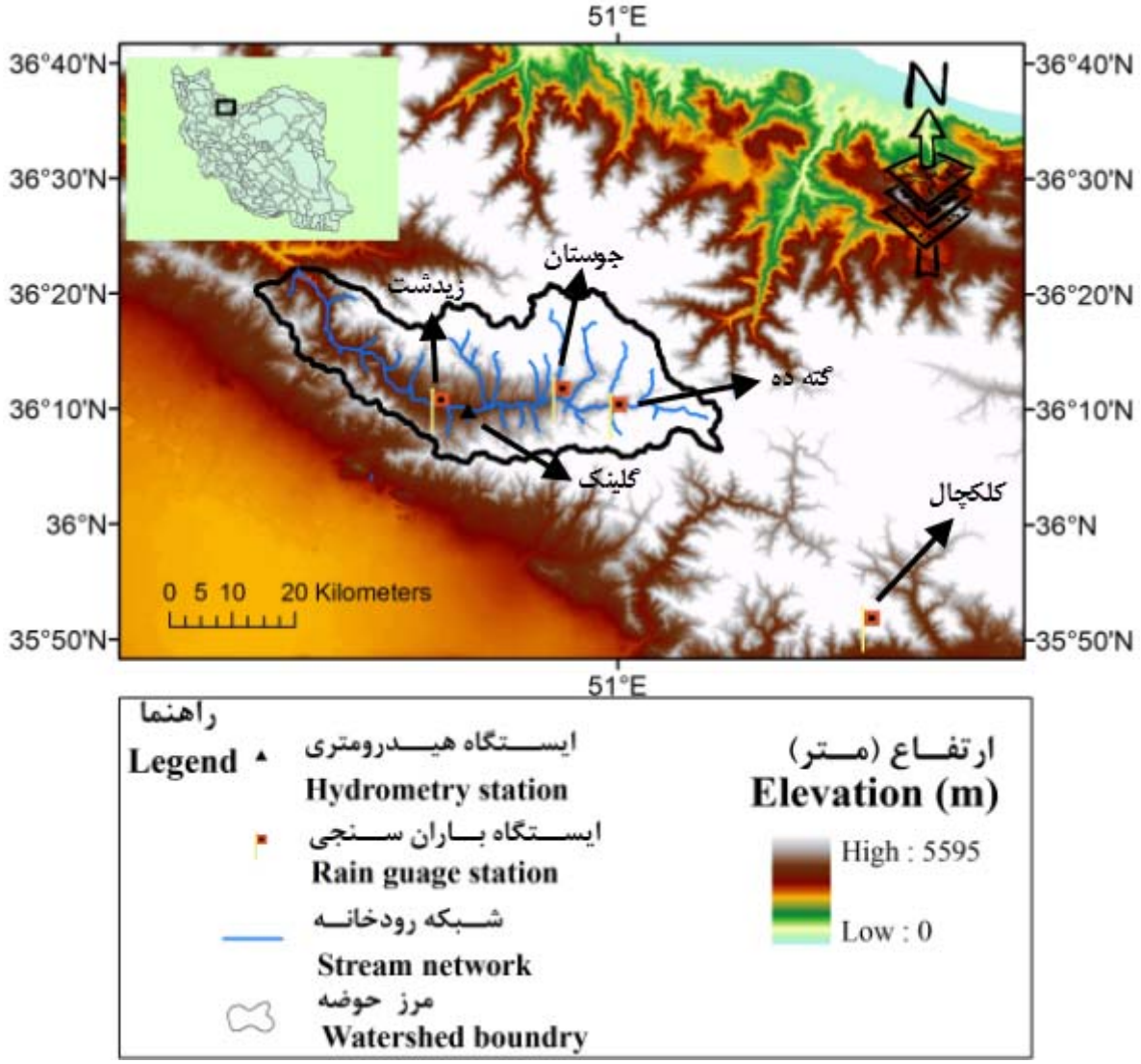
مدل هیدرولوژیکی HSPF یکی از مدل‌های هیدرولوژی با دقت زیاد و استفاده گسترده می‌باشد که از الگوریتم بارش مازاد بر نفوذ جهت شبیه‌سازی رواناب‌های سطحی بهره می‌گیرد (۲۵). مدل مذکور با پیچیدگی نسبتا زیاد جهت شبیه‌سازی دبی روزانه به داده‌های بارش ساعتی به عنوان ورودی مدل نیاز دارد که باعث ایجاد محدودیت در استفاده از مدل مذکور در کشور گردیده است. مدل HSPF جهت مدلسازی هیدرولوژی حوضه‌های آبخیز در بسیاری از نقاط دنیا مورد استفاده قرار گرفته است (۸، ۲۱، ۲۲، ۳۱، ۳۲، ۳۳، ۳۷، ۳۸ و ۴۰) با این حال مطالعات کمی در خصوص استفاده از مدل مذکور در کشور گزارش گردیده (۲ و ۱۷) که دلیل آن محدودیت در داده‌های بارش ساعتی می‌باشد. اگرچه داده‌های بارش ساعتی در تعدادی از سال‌ها و برای تعدادی از ایستگاه ثبت گردیده است. اما داده‌های موجود فاقد پیوستگی و جامعیت آماری لازم می‌باشند و از طرفی در شبیه‌سازی های هیدرولوژی نیاز به داده‌های پیوسته در مقطع زمانی طولانی مدت می‌باشد (۹). جهت غلبه بر این مشکل تکنیک‌های گسسته‌سازی بارش جهت تبدیل بارش از مقیاسهای زمانی بزرگتر به مقادیر بارش در مقیاس‌های زمانی کوچکتر (مقیاس ساعتی و یا کمتر از آن) ارائه گردید که مورد نیاز بسیاری از کاربردهای هیدرولوژی از جمله مدلسازی فرسایش (۲۴) ، شبیه‌سازی پاسخ هیدرولوژیک حوضه در مدلسازی سیل و طراحی سرریزها (۱۱، ۳۹ و ۷) می‌باشد. در روش گسسته‌سازی خطی (۳۰) فرض بر این است که واقعه بارش در تمام طول روز ادامه داشته است و از همین رو هر واقعه بارش به طور تصادفی به ۲۴ بخش تقسیم می‌شود. فرزبد و همکاران (۱۷) از مدل هیدرولوژیکی HSPF جهت شبیه‌سازی فرایندهای هیدرولوژیک در حوضه آبخیز بالخلی (با مساحت ۱۲۱۴ کیلومتر مربع) در مناطق مرطوب اردبیل سود جستند. آنها جهت فراهم کردن داده‌های بارش ساعتی مورد نیاز مدل از روش خطی ساده جهت گسسته‌سازی بارش‌های شش ساعته و تبدیل آن به بارش‌های ساعتی بهره گرفتند. علوی‌نیا و فرزین صالح (۲) از روش تقلیل ساده جهت گسسته‌سازی داده‌های بارش ۶ ساعته و تبدیل آن به بارش‌های ساعتی مورد نیاز مدل HSPF جهت شبیه‌سازی رسوب حوضه آبخیز ابرو (با مساحت ۲۲۰ کیلومتر مربع) در استان همدان بهره گرفتند. روش مذکور برای گسسته سازی بارش در مناطق مرطوب با بارشهای یکنواخت می‌تواند کاربرد داشته باشد. با این حال در مناطق خشک و نیمه خشک (از جمله در منطقه مطالعه) با تغییرات زمانی شدید شدت بارش استفاده از مدل مذکور نمی‌تواند نمایش صحیحی از الگوی بارش در منطقه را ایجاد نماید. اولین تلاش‌ها برای نمایش صحیح فرایندهای فیزیکی بارش با ارائه روش‌های پوآسون خوشه آغاز شد. در این روش نمایش صحیحی از پدیده بارش در مقیاس‌های زمانی مختلف از طریق یک رویکرد ساده ارائه می‌شود. کوتسویانیس و انف (۲۹) با توسعه روش‌های مبتنی بر پوآسون خوشه، مدل پالس مستطیلی بارتلت-لویس (BLRP) را ارائه نمودند. در این روش برای یک خوشه از وقایع بارش مدل چندین بار اجرا می‌شود و توالی که بیشترین شباهت را با داده‌های واقعی داشته باشد انتخاب می‌گردد. استفاده از مدل مذکور مستلزم بهینه‌سازی صحیح پارامترهای مدل با استفاده از داده‌های مشاهده‌ای می‌باشد. انواع مختلفی از مدلهای بارتلت-لویس وجود دارند: مدل پالس مستطیلی بارتلت – لویس BLRP (مدل اولیه)، مدل پالس مستطیلی بارتلت-لویس با پارامتر تصادفی BLRPM (مدل اصلاح شده) و مدل پالس مستطیلی بارتلت-لویس با پارامتر تصادفی BLRPM و با همبستگی بین شدت و مدت. در نسخه اولیه مدل (BLRP) علیرغم شبیه‌سازی قابل قبول مشخصات آماری داده‌های بارش، ویژگی‌های زمانی مربوط به فرآیندهای بارش در تمامی رخدادهای بارش ثابت در نظر گرفته می‌شد در نتیجه مدل توانایی شبیه‌سازی بارش‌های مختلف با تداوم و شدت‌های متفاوت و همچنین تغییرپذیری پارامترهای مربوط به بارش در درون هر رخداد را نداشت (۲۸). جهت غلبه بر این مشکل و به منظور افزایش توانایی مدل جهت شبیه‌سازی بارشهای مختلف با ویژگی‌های آماری متفاوت، رودریگو و همکاران (۳۶) نسخه اصلاح شده مدل BLRPM را ارائه دادند که در آن مشخصات بارش از تابع توزیع گاما با دو پارامتر شکل و مقیاس تبعیت میکند که از یک رخداد به رخداد دیگر متغیر بود. کاربردهای زیادی از مدل BLRPM در سال‌های اخیر در بین محققین در نقاط مختلف دنیا گزارش گردیده است (۳۹، ۱، ۳۴ و ۱۶) با اینحال تاکنون مطالعه‌ای در خصوص اثر انتخاب داده‌ها بر روی بهینه‌سازی پارامترهای مدل و استفاده عملی از خروجی آن گزارش نشده است. در این مطالعه سعی خواهد شد اثر استفاده از داده‌های ایستگاه‌های مختلف بارانسنجی با رژیم بارش متفاوت بر روی بهینه‌سازی پارامترهای مدل و خروجی ان بررسی شود. در همین

راستا تاثیر نتایج حاصل از گسسته‌سازی با استفاده از مقادیر بهینه شده پارامترها بر روی عملکرد مدل HSPF مورد بررسی قرار خواهد گرفت.

## مواد و روش‌ها

### منطقه مطالعه

حوضه آبخیز طالقان از نظر مختصات جغرافیایی بین ۳۶ درجه و ۵ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۲۳ دقیقه شمالی و ۵۰ درجه و ۲۰ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۱۰ دقیقه طول شرقی قرار گرفته است (شکل ۱). حوضه آبخیز طالقان با مساحتی برابر با ۱۳۲۰۰۰ هکتار یکی از زیرحوضه‌های حوضه آبخیز سفیدرود است که از شمال به حوضه الموت، از جنوب به منطقه زیاران، از شرق به بخشی از حوضه آبخیز کرج و از غرب به حوضه آبخیز شاهرود محدود گردیده است (۲۷). میانگین سالانه بارندگی در ایستگاه گلینک ۴۴۶ میلیمتر و میانگین درجه حرارت سالیانه در حدود +۹ درجه سانتی‌گراد است. متوسط حداکثر دما +۲۷ و متوسط حداقل دما ۱۱- درجه سانتی گراد ثبت شده است. کاربری فعلی در منطقه شامل مراتع، اراضی زراعی دیم، اراضی زارعی آبی (باغ) و اراضی صخره‌ای فاقد پوشش گیاهی می‌باشد. بخش اعظم منطقه شامل مراتع فقیر تا خوب است. اراضی زراعی باغی به ویژه باغات متمرکز در مناطق کم شیب در حاشیه رودخانه‌های فرعی و رودخانه اصلی است و اراضی دیم نیز در مناطقی با شیب ۲۰-۸۰ درصد گسترش دارند (۳۵).




**شکل ۱-موقعیت حوضه آبخیز طالقان و ایستگاه‌های مورد استفاده در تحقیق**

**Figure 1- Location of Taleghan watershed and stations used in this study.**

**جمع‌آوری داده‌ها (داده‌های مکانی و اطلاعات اقلیمی)**

داده‌های مورد نیاز مدل HSPF در دو گروه داده‌های مکانی (نقشه کاربری اراضی، نقشه خاک و مدل رقومی ارتفاعی، شبکه هیدروگرافی و موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های مورد استفاده) و داده‌های اقلیمی جمع‌آوری گردید. نقشه کاربری اراضی با بکارگیری الگوریتم طبقه‌بندی نظارت شده فازی در محیط نرم افزار Idrisi تهیه گردید. ابتدا تصاویر ماهواره لندست ۷ از منطقه مورد مطالعه مربوط به سال ۱۹۹۹ از سایت زمین شناسی ایالات متحده (http://earthexplorer.usgs.gov) اخذ گردید. تصویر رنگی کاذب (FCC[1]) با ترکیب باندهای ۷،۴،۳ جهت تشخیص بهتر پوشش کاربری اراضی ایجاد گردید. با استفاده از نمونه‌های واقعی، لایه نمونه‌های تعلیمی بر روی تصویر رنگی ساخته شده ایجاد گردید. سپس از الگوریتم طبقه بندی فازی ARTMAP جهت طبقه‌بندی پوشش کاربری اراضی حوضه آبخیز در چهار گروه اصلی اراضی کشاورزی، اراضی مرتعی، مناطق مسکونی یا ساخته شده و اراضی جنگلی استفاده گردید (شکل ۲). نقشه خاک منطقه مطالعه نیز که برای واسنجی پارامتر نفوذ در مدل HSPF مورد نیاز است از سایت سازمان خوار و بار جهانی- فائو (www.FAO.org) اخذ گردید (شکل ۳). مدل رقومی ارتفاعی منطقه مطالعه با بزرگ نمایی ۳۰ در ۳۰ متر از سایت زمین شناسی ایالات متحده اخذ گردید. مشخصات هیدروژئومرفیک منطقه مطالعه از جمله مساحت حوضه، میانگین شیب حوضه، طول آبراهه‌ها، ارتفاع حداکثر، حداقل و شیب آبراهه‌ها، عرض میانگین آبراهه‌ها، عمق میانگین آبراهه‌ها، مساحت بالادست و پایین‌دست هر آبراهه با استفاده از ابزار تعیین خودکار در محیط نرم افزار BASINS41 از روی مدل رقومی ارتفاعی منطقه ایجاد گردید. داده‌های اقلیمی و هیدرولوژیک مورد نیاز مدل شامل داده‌های بارش، تبخیر و تعرق، سرعت باد، تابش آفتاب دمای نقطه شبنم و پوشش ابر می‌باشد که در قالب فایل مدیریت آبخیز (WDM[2]) ذخیر می‌شود و به عنوان ورودی مدل جهت شبیه‌سازی داده‌های دبی روزانه با استفاده از پارامترهای واسنجی شده مدل از طریق داده‌های مکانی (کاربری اراضی و خاک و شیب) به کار می‌رود. جهت تهیه داده‌های ساعتی بارش مورد نیاز مدل HSPF از مدل گسسته‌سازی بارش BLRPM استفاده گردید. بدین منظور داده‌های بارندگی ساعتی ثبت شده در ایستگاه‌های بارانسنجی در دوره آماری ۲۰۰۶-۲۰۰۹ جهت برآورد پارامترهای مدل BLRPM مورد استفاده قرار گرفت. سپس مدل واسنجی شده جهت گسسته‌سازی داده‌های بارش روزانه در دوره آماری ده سال ۱۹۹۵-۲۰۰۵ به کار گرفته شد. داده‌های دبی روزانه ایستگاه گلینک در خروجی حوضه آبخیز طالقان در دوره پنج ساله ۱۹۹۵/۹/۲۳ تا ۲۰۰۰/۹/۲۲ جهت واسنجی مدل استفاده گردید و سپس مدل واسنجی شده جهت تخمین مقادیر دبی روزانه در آبراهه شماره ۲۷ (محل قرارگیری ایستگاه هیدرومتری گلینک در خروجی حوضه آبخیز طالقان) در دوره ۵ ساله ۲۰۰۰/۹/۲۳ تا ۲۰۰۵/۹/۲۲ بکار گرفته شد و به منظور صحت سنجی مدل، نتایج با داده‌های ثبت شده ایستگاه گلینک در دوره آماری مذکور مورد مقایسه قرار گرفت.

**مدل گسسته سازی بارتلت-لویس (BLRP)**

مدل گسسته‌سازی بارش BLRP متعلق به طبقه مدل‌های خوشه‌ای پواسون می‌باشد که جهت شبیه‌سازی وقایع بارش از طریق خوشه‌هایی از پالس‌های مستطیلی که در یک زمان پیوسته اتفاق می‌افتند (۲۸). مفروضات اصلی مدل BLRP به شرح زیر است (۳۶):

شروع وقایع بارش $t_i$ از فرایند پواسون با نرخ $\lambda$ تبعیت می‌کند.

شروع هر سلول بارش $t_{ij}$ از فرایند پواسون با نرخ $\beta$ تبعیت می‌کند.

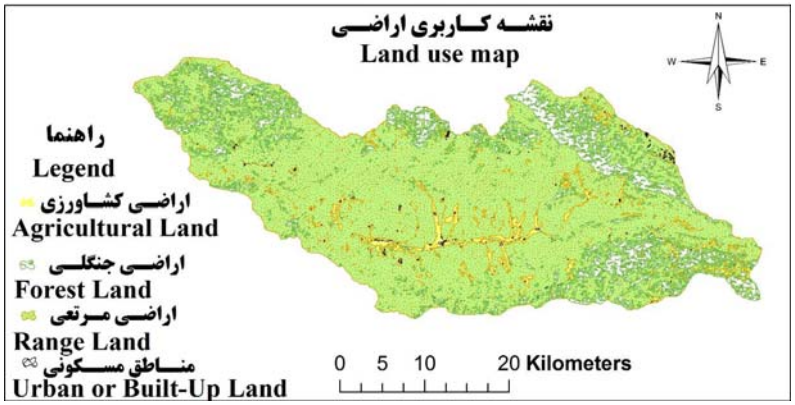
خاتمه هر واقعه بارش بعد از زمان $v_i$ اتفاق می‌افتد که از توزیع نمایی با پارامتر $\gamma$ تبعیت می‌کند.

هر سلول بارش تداوم برابر با $w_{ij}$ دارد که از توزیع نمایی با پارامتر $\eta$ تبعیت می‌کند.

هر سلول دارای شدت یکنواخت با مقدار $X_{ij}$ می‌باشد که از یک توزیع معین تبعیت می‌کند.

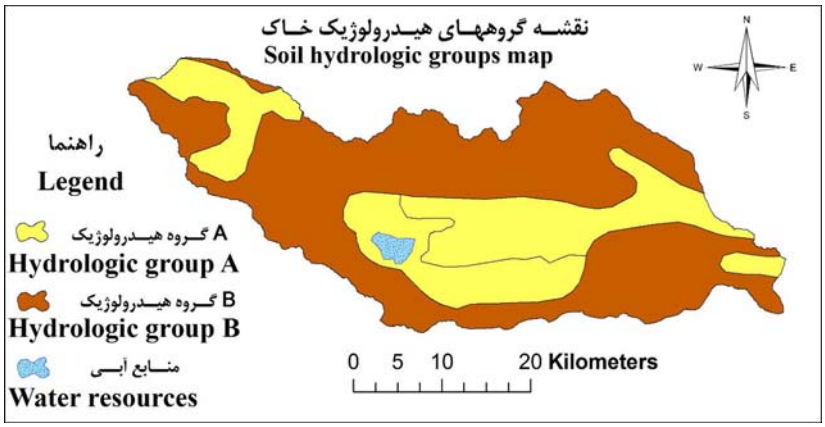
در نسخه اصلاح شده (BLRPM) که در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفته است پارامتر $\eta$ به طور تصادفی از یک واقعه به واقعه دیگر براساس توزیع گاما با پارامترهای شکل $\alpha$ و مقیاس $v$ تغییر می‌کند. در نتیجه پارامترهای $\beta$ و $\gamma$ طوری تغییر می‌کنند که نسبت $k = \beta/\eta$ و $\phi = \gamma/\eta$ ثابت بمانند. توزیع شدت سلول‌ها $X_{ij}$ فرض می‌شود که از توزیع گاما دو پارامتری با میانگین $\mu x$ (mx) و انحراف معیار $1/\sigma x$ (sx) تبعیت می‌کند. شکل ۴ نمایشی از مدل بارتلت – لویس می‌باشد. پارامترهای (mx) و (sx) دارای واحد میلیمتر و پارامترهای $\lambda$ و $v$ دارای واحد روز می‌باشند. در این مدل‌ها فرض بر این است که وقایع بارش بر اساس فرایند پواسون اتفاق می‌افتند به طوریکه هر واقعه بارش متشکل از گروهی از سلول‌ها می‌باشد که از نظر زمانی با شروع وقایع بارش ارتباط دارند. در این فرایند فرض می‌شود که تداوم سلول‌های بارش از یک توزیع نمایی با شدت ثابت تبعیت می‌کند که منجر به ایجاد پالس‌های مستطیلی شکل می‌شود (شکل ۴). مزیت اصلی این مدل توانایی آن در تولید سری‌های زمانی بارش می‌باشد که قابلیت شبیه‌سازی بارش در مقیاس‌های زمانی مختلف را مقدور می‌سازد و قابلیت نمایش فرایندهای فیزیکی بارش را دارا می‌باشد (۲۸).

1 -False Color Composite
2 -Watershed Data Management




**شکل ۲- نقشه کاربری اراضی منطقه مطالعه**

**Figure 2- Land use map of the study region**




**شکل۳- نقشه گروه‌های هیدرولوژیک خاک در منطقه مطالعه**

**Figure 3- Map of soil hydrologic groups in the study regions**

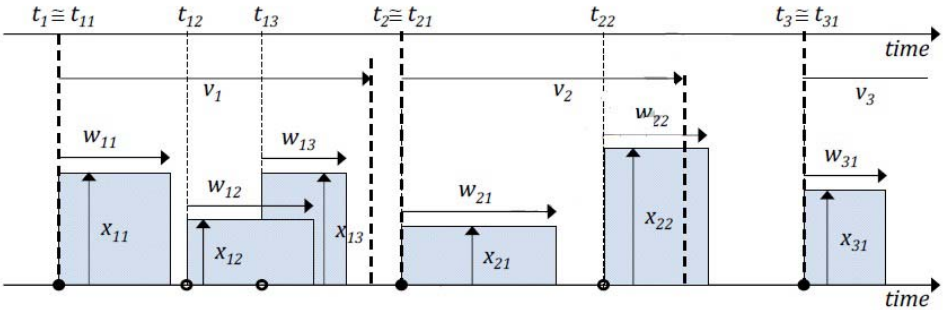
جهت گسسته‌سازی داده‌های بارش نسخه اصلاح شده مدل BLRPM با هفت پارامترλ ،ϕ ،k ،a ،v ،μx و σx جهت برازش به داده‌های ساعتی حوضه در دو حالت همگن از جهت مشخصات شدت و مدت بارش (داده‌های بارش ساعتی داخل حوضه) و ناهمگن (در حالت استفاده از داده‌های بارش ساعتی ایستگاه کلک چال در بیرون از حوضه) به کار گرفته شد. به منظور بهینه‌سازی پارامترهای مدل، داده‌های بارش ساعتی مربوط به دوره زمانی ۲۰۰۶-۲۰۰۹ در ایستگاه‌های بارانسنجی جوستان و زیدشت (داخل حوضه) و کلک چال (خارج حوضه) استفاده گردید. براورد پارامتر مدل BLRPMبا استفاده از مشخصات آماری داده‌های بارش ساعتی، ۲۴ و ۴۸ ساعته از جمله میانگین، واریانس، اتوکواریانس در تاخیر ۱ (میزان خودهمبستگی داده‌ها در تاخیر اول) و نسبت خشکی (نسبت دوره‌های خشک یا بدون بارش به مجموع دوره‌های خشک و مرطوب) انجام شد. ابتدا کلیه ایستگاههای باران سنجی داخل و مجاور حوضه در نظر گرفته شد و مشخصات آماری داده‌ها محاسبه گردید. بهینه‌سازی پارامترهای مدل از طریق برازش‌های متوالی مدل به داده‌های مورد نظر با استفاده از روش گرادیان کاهشی تعمیم یافته (GRG)[1] (۱۰) به نحوی انجام شد که بیشترین شباهت بین آماره‌های واقعی و شبیه‌سازی شده و کمترین میانگین خطای وزنی حاصل شود. باتوجه به اهمیت میانگین بارش نسبت به بقیه پارامترها، در محاسبه خطای وزنی با ضریب ۱۰ در نظر گرفته شد. برای بقیه پارامترها ضریب ۱ لحاظ گردید.

### برنامه شبیه‌سازی هیدرولوژیکی فرترن (HSPF)

برنامه شبیه‌سازی هیدرولوژیک فرترن (HSPF) یک برنامه مفهومی شبیه‌سازی کیفیت آب و هیدرولوژی حوضه آبخیز می‌باشد که کاربردهای وسیعی در دنیا داشته است. مدل مذکور در یک قالب آماری تحت حمایت سازمان حفاظت محیط زیست (EPA[2]) جهت

1 -Generalized Reduced Gradient (GRG)
2 -Environmental Protection Agency

شبیه‌سازی فرایندهای هیدرولوژیکی در مقیاس حوضه آبخیز توسعه یافته است (۳). مدل مذکور حالت بسط یافته سه مدل : ۱-مدل مدیریت رواناب کشاورزی EPA (ARM) (۱۴) ۲-مدل رواناب منابع غیرنقطه‌ای (NPS) (۱۳) و ۳ – برنامه شبیه‌سازی هیدرولوژیک (HSP) (۱۲) می باشد.




**شکل ٤-نمایشی از فرایند خوشه‌بندی در مدل بارتلت-لویس. نقاط پر نشان دهنده شروع وقایع بارش و نقاط توخالی نشان دهنده شروع سلول‌های بارش می‌باشند (۲۸).**

**Figure 4- Schematic representation of the Bartlett-Lewis clustering mechanism. Filled circles denote storm origins while open circles denotes cell arrivals (28)**

مدل مذکور شامل سه زیربخش یا مدول می‌باشد که جهت شبیه‌سازی هیدرولوژیکی و هیدرولیکی حوضه آبخیز به کار می‌روند. شکل ۵ نشان دهنده ساختار مدل و پارامترهای کلیدی مدل می‌باشد که در طول فرایند واسنجی مدل بهینه می‌شوند. مدول PERLAND جهت شبیه‌سازی رواناب در مناطق نفوذپذیر در حوضه به کار گرفته می‌شود که اصلی‌ترین بخش مدل HSPF می‌باشد که جهت شبیه‌سازی رواناب‌های سطحی، زیرسطحی و زیرزمینی مورد استفاده قرار می‌گیرد. مدول IMPLAND جهت شبیه‌سازی رواناب در مناطق غیر قابل نفوذ به کار می‌رود. این بخش جهت شبیه‌سازی رواناب در مناطق شهری که مقادیر نفوذ کم و یا غیرقابل نفوذ می‌باشند به کار می‌رود. مدول REACHS جهت شبیه‌سازی حرکت رواناب در داخل آبراهه‌ها و کانال‌ها و مخازن ذخیره آب به کار می‌رود (۳).

**واسنجی مدل HSPF**

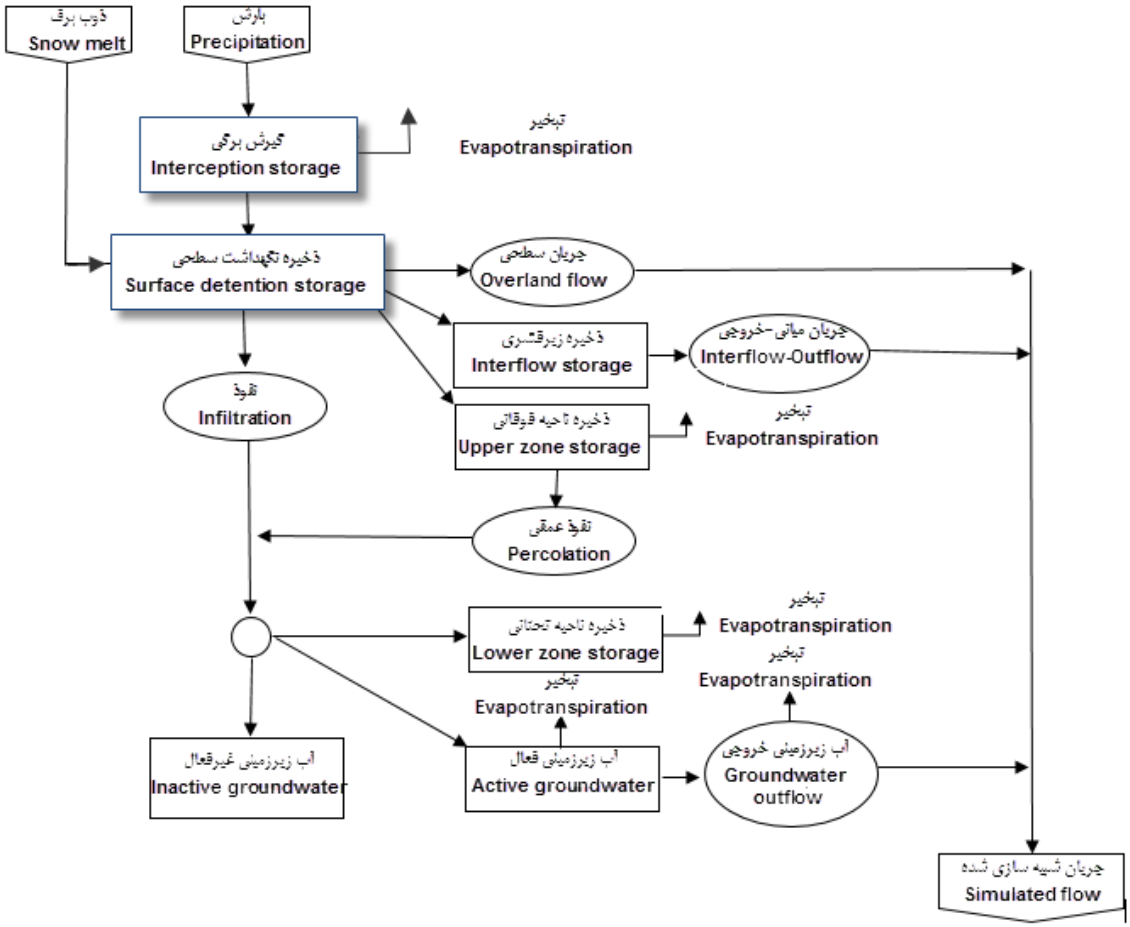
واسنجی پارامترهای مدل با استفاده از رهنمودهای ارائه شده در یادداشت فنی BASINS41 (۶) و بر اساس محدوده مقادیر پیشنهاد شده در جدول ۱ انجام شد. در این روش مراحل فرآیند واسنجی، از گام زمانی بزرگ به کوچک به ترتیب برای دوره‌های زمانی سالانه، فصلی، ماهانه و وقایع حدی انجام می‌شود. در گام زمانی سالانه، پارامترهای ظرفیت اسمی ذخیره ناحیه فوقانی (LZSN) و ظرفیت اسمی ذخیره ناحیه تحتانی (UZSN) جهت شبیه‌سازی صحیح حجم کلی رواناب با در نظر گرفتن هدر رفت‌های حوضه از جمله انحراف‌های جریان، تبخیر و تعرق و هدر رفت ناشی از تراوش عمیق واسنجی می‌گردد. در این مرحله واسنجی پارامترهای پارامترهای ذکر شده به گونه‌ای انجام می‌شود که مجموع حجم رواناب سالانه شبیه‌سازی شده به مقادیر مشاهده‌ای نزدیک گردد. در مرحله بعد و گام زمانی فصلی، دو فصل زمستان و تابستان در نظر گرفته می‌شود. پارامترهای دیگر از جمله پارامتر DEEPFR (بخشی از آب زیرزمینی که به آب زیرزمینی غیرفعال جریان پیدا می‌کند) نیز بر روی حجم رواناب سالانه اثر می‌گذارند. واسنجی پارامترها در مقیاس فصلی نیز بر اساس پارامترهای LZSN و UZSN صورت می‌گیرد. با توجه به اینکه ذخیره زون فوقانی (UZSN) در فصل زمستان نزدیک به اشباع است و میزان تبخیر حداقل است بنابراین تغییر مقدار ذخیره اسمی (UZSN) در زمستان کمترین تأثیر و در تابستان بیشترین تأثیر را دارد. زیرا در فصل تابستان هدر رفت‌ها از ذخیره زون فوقانی به دلیل مقادیر بالای تبخیر و تعرق نزدیک به حالت حداکثر است. در چنین شرایطی، جریان‌های تابستانی تحت کنترل جریان پایه بوده و ذخیره زون فوقانی (که با UZSN کنترل می‌شود) در اکثر مواقع حتی در زمان رگبارهای تابستانی خالی است. در مرحله بعد پارامترهای مدل در گام زمانی ماهانه مورد واسنجی قرار می‌گیرد. در گام زمانی ماهانه امکان واسنجی همه پارامترها وجود دارد و می‌توان مقادیر پارامترها را در هر ماه به طور جداگانه مورد واسنجی قرار داد. و در مرحله آخر نیز واسنجی پارامترها به منظور نزدیکتر شدن مقادیر مشاهداتی و شبیه‌سازی شده مقادیر حدی از جمله جریان‌های حداکثر و حداقل انجام می‌شود که تحت کنترل پارامترهایی نظیر نفوذ (INFILT) و پارامتر تبخیر و تعرق ناحیه تحتانی (LZETP) است. INFILT با پارامترهای LZSN، UZSN، AGWRC (میزان خشکیدگی آب پایه) و IRC (پارامتر خشکیدگی جریان آب پایه) ارتباط دارد زیرا مقدار INFILT، تخصیص آب را در پروفیل خاک تعیین خواهد کرد. LZETP (شاخص تبخیر و تعرق از ناحیه تحتانی) ضریبی است که برای تعیین تبخیر و تعرق استفاده می‌شود و بر مقدار تبخیر و تعرق از

ناحیه تحتانی که ذخیره عمده رطوبت خاک و منطقه ریشه در پروفیل خاک را نشان می‌دهد، اثر می‌گذارد. شیب هیدروگراف بوسیله پارامترهای INFILT (شاخص ظرفیت نفوذ) و IRC تعیین می‌گردد. شبیه‌سازی جریان‌های حداقل و همچنین بیلان آب سالانه تحت کنترل پارامتر BASETP (بخشی از تبخیر و تعرق پتانسیل که از جریان آب پایه صورت می‌گیرد) می‌باشد. مقادیر پیشنهادی برای مقادیر پارامترهای مدل در جدول ۱ ارائه گردیده است. واسنجی مقادیر پارامترها در محدوده‌های پیشنهادی در محیط برنامه WinHSPF3 متعلق به برنامه BASINS41 (۳) انجام شد.

## نتایج و بحث

### گسسته سازی بارش

نتایج محاسبه آماره‌های مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده میانگین، واریانس، اتوکواریانس تاخیر۱ و نسبت خشکی در جدول ۲ آمده است. با توجه به نتایج جدول ۲ در حالتی که داده‌های کلیه ایستگاه‌های بارانسنجی جهت برآورد پارامترهای مدل BLRPM مورد استفاده قرار گرفتند، میانگین خطای وزنی برابر با ۱/۰۳ حاصل گردید. در این حالت بیشترین خطای وزنی مربوط به اتوکواریانس تاخیر ۱ در داده‌های روزانه برابر با ۰/۷ به دست آمد. سپس جهت همگن‌سازی داده‌های ورودی از جهت مشخصه‌های شدت و مدت بارش، داده‌های ایستگاه کلک چال از انجام محاسبات حذف گردید و آماره‌های مربوط به داده‌ها مجددا محاسبه گردید که مقادیر مربوط به پارامترها در جدول ۲ نشان داده شده است. نتایج شبیه‌سازی آماره‌ها با استفاده از مدل BLRPM در جدول ۲ نشان دهنده بهبود عملکرد مدل پس از حذف ایستگاه کلک چال می‌باشد. به طوریکه میانگین خطای وزنی مدل در شبیه‌سازی به مقدار ۰/۳۶ تقلیل یافت. میزان خطای وزنی برآورد برای تمامی پارامترها در حالت عدم استفاده از داده‌های ایستگاه کلک چال نسبت به حالت استفاده از آن کاهش یافته است. به عنوان مثال خطای وزنی محاسبه اتوکواریانس تاخیر ۱ به میزان ۰/۷ در حالت استفاده از داده‌های ایستگاه کلک چال، به مقدار ۰/۰۷ در حالت عدم استفاده از داده‌های مربوط به ایستگاه مذکور کاهش یافته است.




**شکل ۵- نمایش تصویری فرایندها در مدل هیدرولوژیکی HSPF (۳)**

**Figure 5- graphical illustration of the process in HSPF model (3)**

**جدول ۱-پارامترهای اصلی مدل HSPF جهت شبیه‌سازی دبی روزانه (٦)**

**Table 1- The main parameters of the HSPF model for daily stream flow simulation (6)**

| پارامتر Parameter | واحد Unit | مقادیر پیشنهادی Suggested values | | توضیح Description |
|---|---|---|---|---|
| | | حداکثر Max | حداقل Min | |
| INFILT | In/hr | 0.5 | 0.001 | شاخص ظرفیت نفوذ<br>Index of infiltration capacity |
| AGWRC | none | 0.999 | 0.85 | میزان خشکیدگی آب پایه<br>Base groundwater recession |
| LZSN | inches | 15 | 2 | ظرفیت اسمی ذخیره ناحیه تحتانی<br>Lower zone nominal soil moisture storage |
| UZSN | inches | 2 | 0.05 | ظرفیت اسمی ذخیره ناحیه فوقانی<br>Upper zone nominal soil moisture storage |
| DEEPFR | none | 0.5 | 0 | بخشی از آب زیرمینی که به آب زیر زمینی غیر فعال جریان می‌یابد<br>Fraction of groundwater inflow to deep recharge |
| INTFW | none | 10 | 1 | پارامتر ورودی جریان زیرقشری<br>Interflow inflow parameter |
| IRC | none | 0.85 | 0.3 | پارامتر ثابت خشکیدگی جریان زیرقشری<br>Interflow recession parameter |
| BASETP | none | 0.2 | 0 | بخشی از تبخیر و تعرق پتانسیل که از جریان پایه صورت می‌گیرد<br>Fraction of remaining ET from base flow |
| LZETP | none | 0.9 | 0.1 | پارامتر تبخیر و تعرق زون تحتانی<br>Lower zone ET parameter |

مقادیر پارامترهای مدل بر اساس آماره‌های ذکر شده در جدول ۲ برای حالت‌های استفاده از آمار ایستگاه کلک چال و عدم استفاده از آن در جدول ۳ خلاصه گردیده است. نتایج نشان داد مقادیر پارامترهای $\lambda$ ، $\phi$ و v در حالت عدم استفاده از آمار ایستگاه کلک چال نسبت به حالتی که از آمار ایستگاه مذکور استفاده میگردد کاهش پیدا می‌کند. مقدار پارامتر k افزایش و بقیه پارامترها بدون تغییر باقی ماندند. بیشترین مقدار تغییر در پارامتر v مقیاس توزیع گاما از مقدار ۲/۷۴ به مقدار ۰/۳۳ می‌باشد. خلیق و کونان (۲۶) نیز در مطالعه خود در برازش مدل با پارامترهای مذکور به داده‌های ساعتی بارش در ماههای مختلف سال نشان دادند از بین پارامترهای ذکر شده، پارامتر v بیشترین تغییرپذیری را نشان می‌دهد (۰/۳۱ –۲/۵). مقدار تغییرپذیری پارامتر v در مطالعه آنها بین ۰/۳۱ تا ۲/۵ برآورد گردید. کلاودیا و همکاران (۱۰) نیز در برازش مدل به داده‌های بارش نشان دادند پارامتر v بیشترین تغییرپذیری (بین ۰/۵ تا ۳) را در بین پارامترهای دیگر دارد. پارامتر v پارامتر مقیاس تابع گاما می‌باشد که جهت شبیه‌سازی پارامتر $\eta$ به کار رفته است که تعیین کننده تداوم سلولهای بارش $w_{ij}$ می‌باشد. میزان پارامتر در حالت استفاده از داده‌های ایستگاه کلک چال نسبت به عدم استفاده از داده‌های ایستگاه مذکور افزایش داشته است که دلیل آن افزایش دامنه تغییرات مقادیر شدت بارش و تغییر فراوانی آنها در نتیجه افزایش ناهمگنی داده‌ها می‌باشد به طوریکه دامنه تغییرات شدت بارش در حالت استفاده از داده‌های بارش ایستگاه کلک چال ۲۳ میلیمتر بر ساعت و در حالت عدم استفاده از آن در حدود ۸/۸ میلیمتر بر ساعت بوده است. این امر موجب پهن‌تر شدن تابع چگالی احتمال تابع گاما و در نتیجه افزایش میزان پارامتر مورد نظر گردیده است. ایستگاه کلک چال به دلیل موقعیت جغرافیایی دورتر در خارج از حوره آبخیز مورد مطالعه (شکل ۱) دارای رژیم بارش متفاوت از جهت بارش‌های با شدت بیشتر می‌باشد. به طوریکه متوسط بارش ثبت شده در ایستگاه مورد نظر در طول دوره آماری مورد مطالعه ۳ میلیمتر بر ساعت با ضریب تغییرات ۱/۳ می‌باشد که بالاتر از متوسط بارش ثبت شده در داخل حوضه (۲/۲ میلیمتر) و با ضریب تغییرات ۰/۷ می‌باشد. به همین دلیل زمانی که از داده‌های ایستگاه مذکور جهت برآورد پارامترهای مدل BLRPM استفاده می‌شود با تحت تاثیر قرار دادن پارامترهای کنترل کننده تداوم بارش $\phi$ و v، باعث تولید بارش‌های با تداوم کم و شدت بیشتر در فرایند گسسته‌سازی بارش روزانه می‌شود.

**جدول ۲- نتایج برازش مدل BLRPM به داده‌های ساعتی بارش**

**Table 2- Result of BLRPM model fit to the hourly rainfall data.**

| | آماره Statistic | واحد Unit | مقیاس (روز) Scale (day) | مشاهده‌ای Observed | برآوردی Simulated | خطای نسبی Relative error | وزن Weight | خطای وزنی Weighted square | میانگین خطای وزنی Average squared error |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| با داده‌های ایستگاه کلک چال With Kalk Chal station data set | میانگین Mean | mm | 0.041666667 | 0.012 | 0.012 | 0 | 10 | 0 | 1.03 |
| | واریانس Variance | mm2 | 0.041666667 | 0.06 | 0.07 | 0.2 | 1 | 0.04 | |
| | اتوکواریانس تاخیر ۱ Lag 1 autocovariance | mm2 | 0.041666667 | 0.031 | 0.035 | 0.13 | 1 | 0.01 | |
| | نسبت خشکی Proportion dry | (-) | 0.041666667 | 0.99 | 0.99 | 0 | 1 | 0 | |
| | میانگین Mean | mm | 1 | 0.31 | 0.31 | 0 | 10 | 0 | |
| | واریانس Variance | mm2 | 1 | 6.16 | 4.07 | -0.33 | 1 | 0.11 | |
| | اتوکواریانس تاخیر ۱ Lag1 autocovariance | mm2 | 1 | 0.41 | 0.06 | -0.83 | 1 | 0.7 | |
| | نسبت خشکی Proportion dry | (-) | 1 | 0.97 | 0.92 | -0.05 | 1 | 0.003 | |
| | میانگین Mean | [mm] | 2 | 0.62 | 0.62 | 0 | 10 | 0 | |
| | واریانس Variance | mm2 | 2 | 13.3 | 8.27 | -0.37 | 1 | 0.14 | |
| | اتوکواریانس تاخیر ۱ Lag1 autocovariance | mm2 | 2 | 0.05 | 0.06 | 0.2 | 1 | 0.04 | |
| | نسبت خشکی Proportion dry | (-) | 2 | 0.95 | 0.85 | -0.11 | 1 | 0.01 | |
| بدون داده‌های ایستگاه کلک چال Without Kalk Chal station data set | میانگین Mean | mm | 0.041666667 | 0.008 | 0.008 | 0 | 10 | 0 | 0.36 |
| | واریانس Variance | mm2 | 0.041666667 | 0.03 | 0.03 | 0 | 1 | 0 | |
| | اتوکواریانس تاخیر ۱ Lag1 Autocovariance | mm2 | 0.041666667 | 0.016 | 0.017 | 0.07 | 1 | 0.005 | |
| | نسبت خشکی Proportion dry | (-) | 0.041666667 | 0.99 | 0.99 | 0 | 1 | 0 | |
| | میانگین Mean | mm | 1 | 0.21 | 0.21 | 0 | 10 | 0 | |
| | واریانس Variance | mm2 | 1 | 3.87 | 3.63 | -0.06 | 1 | 0.003 | |
| | اتوکواریانس تاخیر ۱ Lag1 autocovariance | mm2 | 1 | 0.44 | 0.32 | -0.27 | 1 | 0.07 | |
| | نسبت خشکی Proportion dry | (-) | 1 | 0.97 | 0.97 | 0 | 1 | 0 | |
| | میانگین Mean | [mm] | 2 | 0.42 | 0.42 | 0 | 10 | 0 | |
| | واریانس Variance | mm2 | 2 | 8.73 | 7.92 | -0.09 | 1 | 0.008 | |
| | اتوکواریانس تاخیر ۱ Lag1 autocovariance | mm2 | 2 | 0.27 | 0.32 | 0.2 | 1 | 0.04 | |
| | نسبت خشکی Proportion dry | (-) | 2 | 0.96 | 0.95 | -0.01 | 1 | 0.0002 | |

گسسته سازی وقایع بارش برای چند نمونه شاخص از بارش‌هـای حوضه با استفاده از مدل BLRPM در حالت استفاده و عدم استفاده از

داده‌های ساعتی بارش ایستگاه کلک چال جهت بهینه‌سازی پارامترهای مدل مذکور، به همراه داده‌های مشاهده‌ای بارش ساعتی در شکل ۶ نشان داده شده است. باتوجه به هایتوگرافهای بارش در شکل ۶، در حالتی که از داده‌های ایستگاه کلک چال جهت برآورد پارامتر مدل BLRPM استفاده شده است منجر به تولید بارش‌های کوتاه مدت با شدت زیاد گردیده است. به عنوان مثال نتایج گسسته-سازی بارش روز ۱۸ آوریل ۲۰۰۶ در شکل ۶ نشان داده دهنده این است که در حالت عدم استفاده از داده‌های بارش ایستگاه کلک چال برای بهینه‌سازی پارامترهای مدل BLRPM حداکثر شدت بارش گسسته‌سازی شده برابر با ۰/۴ اینچ بر ساعت و تداوم بارش به مدت ۱۰ ساعت بوده است که نزدیک به مقدار حداکثر شدت بارش ساعتی مشاهده‌ای به میزان ۰/۳۵ اینچ و تداوم بارش به مدت ۱۲ ساعت می‌باشد. با این حال در حالت استفاده از داده‌های بارش ایستگاه کلک چال جهت بهینه‌سازی پارامترهای مدل BLRPM حداکثر شدت بارش برابر با ۰/۶۵ اینچ و تداوم بارش به مدت ۳ ساعت برآورد گردیده است که شدت بیشتر و تداوم کمتری نسبت به داده‌های بارش مشاهده‌ای دارد. اهمیت این موضوع زمانی اشکار می‌شود که از داده-های گسسته‌سازی شده جهت اجرای مدل هیدرولوژیکی HSPF جهت شبیه‌سازی دبی روزانه حوضه استفاده گردد که در بخشهای بعدی به آن پرداخته خواهد شد. پس از بهینه‌سازی پارامترهای مدل با استفاده از ایستگاههای درون حوضه، مدل مذکور جهت گسسته‌سازی داده‌های بارش روزانه حوضه در دوره آماری ۱۹۹۵-۲۰۰۵ به کار گرفته شد.

**جدول ۳- مقادیر بهینه پارامترهای مدل BLRPM**

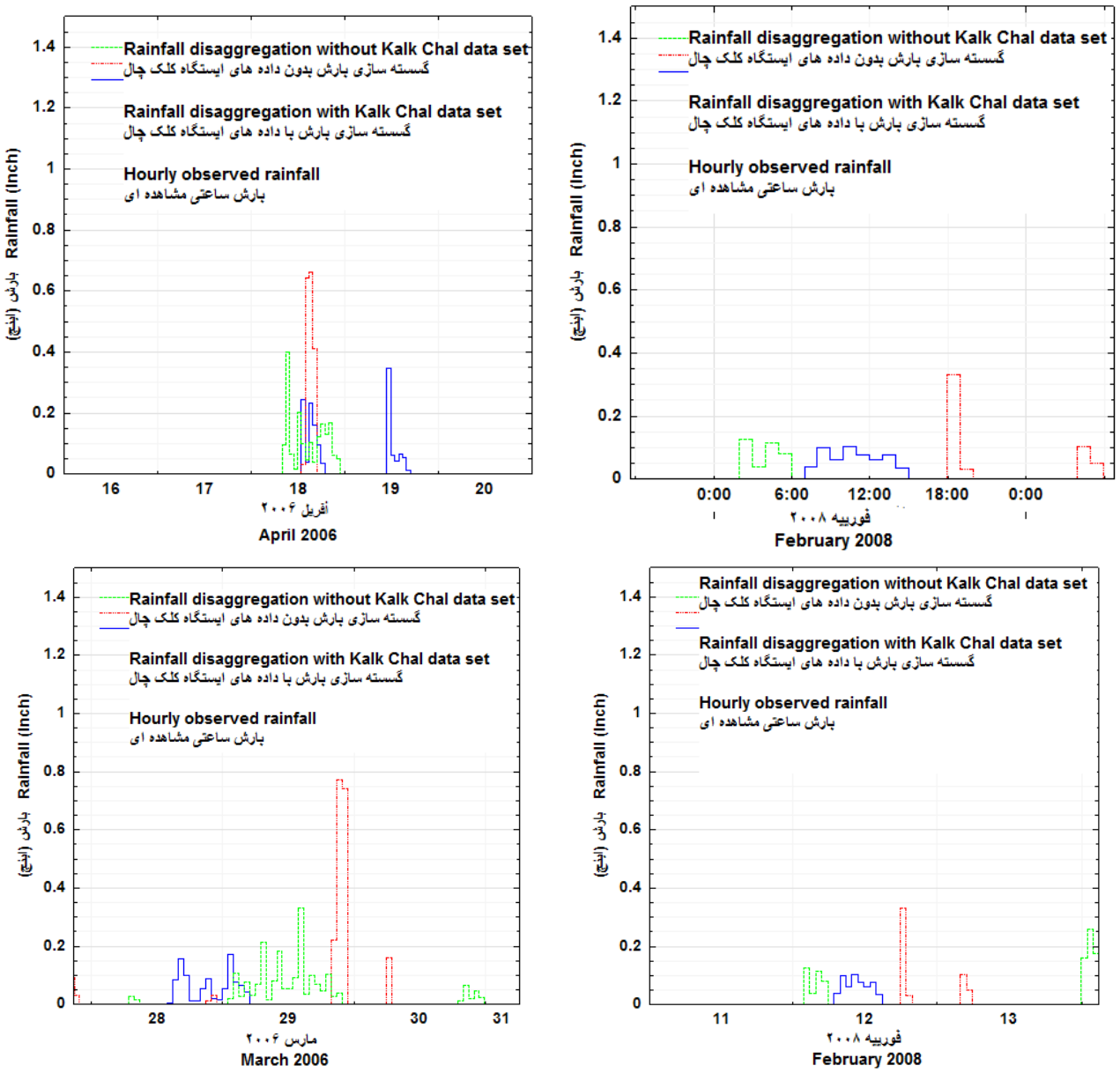
**Table 3- Optimized values of the BLRPM model.**

| پارامتر Parameter | واحد Unit | مقادیر بهینه با در نظر گرفتن ایستگاه کلک چال Optimized values with Kalk Chal station | مقادیر بهینه بدون در نظر گرفتن ایستگاه کلک چال Optimized values without Kalk Chal station |
|---|---|---|---|
| $\lambda$ | d-1 | 0.07 | 0.02 |
| $k = \beta/\eta$ | – | 0.30 | 0.59 |
| $\phi = \gamma/\eta$ | – | 0.75 | 0.02 |
| $\alpha$ | – | 0.99 | 0.99 |
| v | d | 2.74 | 0.33 |
| $\mu x$ | mmd-1 | 98.9 | 98.9 |
| $\sigma x$ | mmd-1 | 98.9 | 98.9 |

* d به معنای روز و mm به معنی میلی‌متر می‌باشد.

**شبیه‌سازی دبی روزانه با استفاده از مدل HSPF**

واسنجی مدل HSPF با استفاده از داده‌های ساعتی بارش، گسسته‌سازی شده توسط مدل BLRPM و بقیه پارامترهای اقلیمی از جمله تبخیر و تعرق و حداقل و حداکثر دمای هوا و بر اساس داده‌های مکانی (نقشه خاک و نقشه کاربری اراضی حوضه) انجام شد. باتوجه به اینکه فرآیند بهینه‌سازی پارامترهای مدل BLRPM و گسسته‌سازی داده‌های روزانه بارش حوضه در دو حالت با در نظر گرفتن داده‌های ایستگاه کلک چال و بدون در نظر گرفتن آن انجام شد لذا دو گروه از داده‌های ساعتی بارش جهت اجرای مدل HSPF در اختیار می‌باشد. بنابراین واسنجی و صحت سنجی مدل هیدرولوژیکی HSPF در دو مرحله با استفاده از داده‌های فوق الذکر انجام گردید. باتوجه به این موضوع که هدف اصلی این تحقیق بررسی همگنی داده‌های بارش و اثر انتخاب ایستگاه‌های ناهمگن (از جهت شدت و تداوم بارش) بر روی دقت و عملکرد مدل HSPF می‌باشد لذا جهت از بین بردن اثر سایر عوامل موثر بر خروجی مدل، تمام شرایط به جز داده‌های ورودی مدل در هر دو حالت اجرای مدل ثابت در نظر گرفته شد. بنابراین بایستی تمامی پارامترهای مدل در دو حالت یکسان در نظر گرفته شود. بدین منظور ابتدا واسنجی مدل در حالت استفاده از داده‌های همگن از جهت شدت و تداوم بارش (ایستگاههای داخل حوضه) انجام شد و پارامترهای مدل HSPF تعیین گردید و سپس در حالت استفاده از داده‌های ایستگاه کلک چال نیز همان مقادیر پارامترها استفاده شد. مدل در دوره آماری ۱۹۹۵-۲۰۰۰ با استفاده از داده‌های دبی روزانه ثبت شده در ایستگاه گلینک واسنجی گردید و جهت شبیه‌سازی دبی روزانه در آبراهه شماره ۲۷ (محل قرارگیری ایستگاه گلینک) در طول دوره آماری ۵ ساله ۲۰۰۰-۲۰۰۵ به کار گرفته شد. نتایج واسنجی در دوره (۱۹۹۵-۲۰۰۰) و صحت سنجی در دوره (۲۰۰۰-۲۰۰۵) جهت شبیه‌سازی دبی روزانه آبراهه شماره ۲۷ در مقابل داده‌های دبی مشاهده‌ای روزانه ثبت شده در ایستگاه گلینک در حالت استفاده از داده‌های همگن، در شکل ۷ نشان داده شده است. باتوجه به اینکه تمامی یکاها در برنامه نرم افزاری WinHSPF3 به صورت انگلیسی می‌باشد لذا کمیتهای اشاره شده در شکل ۷ به صورت فوت مکعب بر ثانیه (متغیر دبی) و اینچ (متغیر بارش) می‌باشند.




**شکل ٦-گسسته سازی وقایع بارش با استفاده از مدل BLRPM**

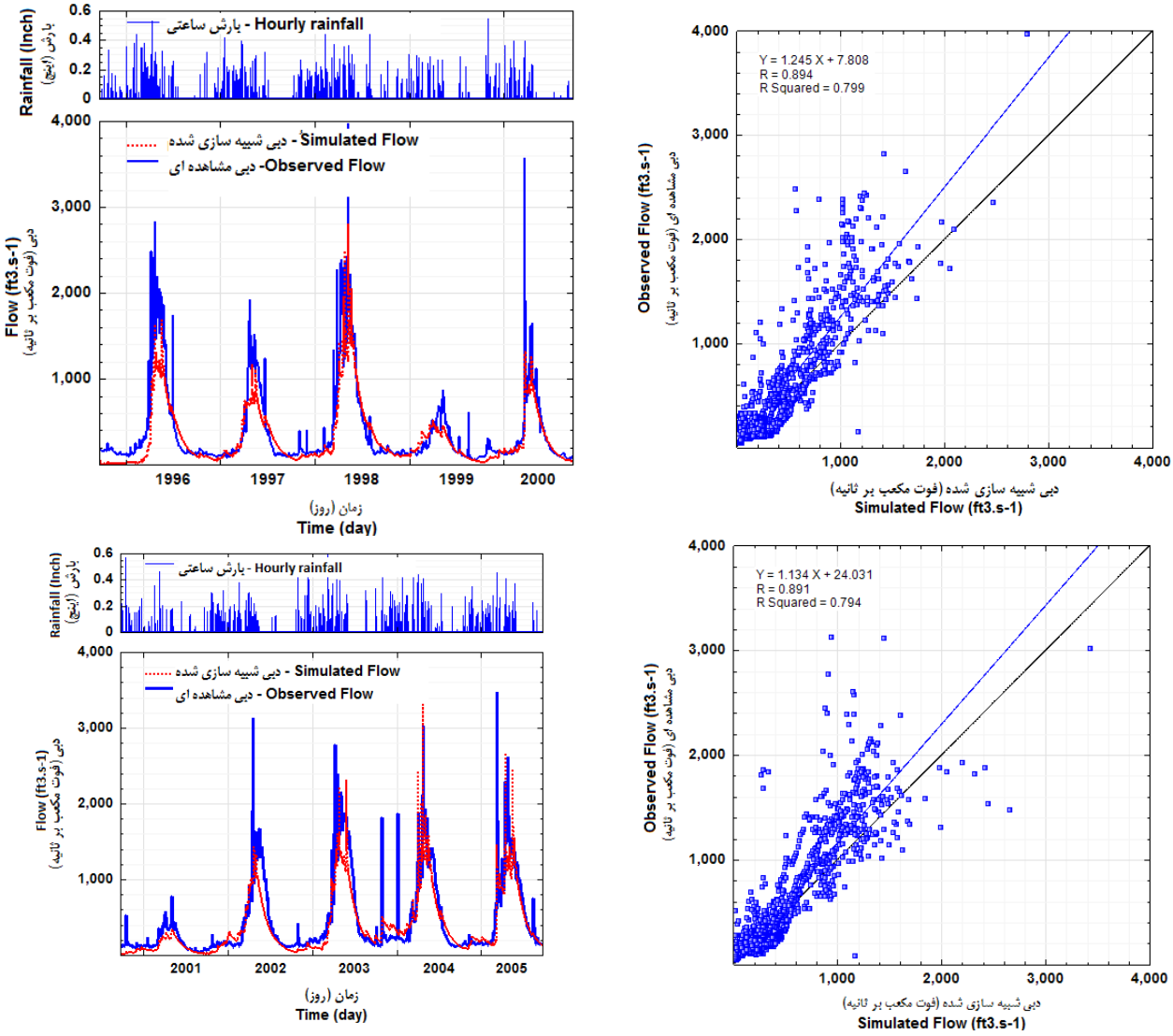
**Figure 6- Rainfall disaggregation using the BLRPM model**

در شکل ۷ توافق خوبی بین داده‌های شبیه‌سازی شده در آبراهه ۲۷ و داده‌های دبی روزانه ثبت شده در محل ایستگاه گلینک (واقع در رودخانه شماره ۲۷) برقرار است که نشان دهنده عملکرد مطلوب مدل در شبیه‌سازی رواناب حوضه در ابراهه شماره ۲۷ در دوره واسنجی و صحت‌سنجی مدل بوده است. به طوریکه. نمودار پراکندگی داده‌های مشاهداتی در مقابل داده‌های شبیه‌سازی شده در شکل مذکور نشان دهنده توزیع نقاط در اطراف خط ۴۵ درجه می‌باشد. خط برازش مدل (خط آبی رنگ) در هر دو نمودار مربوط به دوره واسنجی و صحت-سنجی به خط ۴۵ درجه نزدیک است که نشان دهنده عملکرد مطلوب مدل و تطابق داده‌های شبیه‌سازی شده با داده‌های مشاهده‌ای می-باشد. هایتوگراف مربوط به بارش ساعتی نیز بر اساس مقادیر گسسته-سازی شده بارش در طول دوره ۱۹۹۵-۲۰۰۵ در شکل ۷ نشان داده شده است. باتوجه به هایتوگرافهای ارائه شده حداکثر مقدار شدت بارش شبیه‌سازی شده توسط مدل BLRPM در کل طول دوره واسنجی و صحت سنجی مدل برابر با ۰/۶ اینچ بر ساعت بوده است. نتایج ارزیابی عملکرد مدل در جدول ۴ ارائه گردیده است. نتایج نشان

دهنده عملکرد مطلوب مدل با ضریب تبیین ۰/۸ و ضریب ناش-ساتکلیف برابر ۰/۷۶ می‌باشد.

جهت ارزیابی اثر همگنی داده‌های ورودی و تاثیر انتخاب ایستگاه بر روی نتایج حاصل از خروجی مدل، مدل HSPF با استفاده از داده‌های گسسته‌سازی شده مدل BLRPM در حالت استفاده از ایستگاه کلک چال جهت بهینه‌سازی مدل، اجرا گردید. مقادیر پارامترهای مدل HSPF بدون تغییر باقی ماندند و مدل مذکور جهت شبیه‌سازی دبی روزانه در آبراهه ۲۷ با استفاده از داده‌های بارش ساعتی حاصل در دوره آماری ۲۰۰۰-۲۰۰۵ به کار گرفته شد.

با توجه به نتایج شکل ۸، دبی‌های حداکثر بسیار بیشتر از مقادیر مشاهداتی برآورد گردیده‌اند که در نتیجه به کارگیری ایستگاه کلک چال جهت بهینه‌سازی پارامترهای مدل BLRPM بوده است. باتوجه به الگوی بارش‌ها در ایستگاه کلک چال از جهت وجود وقایع بارش با شدت زیاد و مدت کم، استفاده از داده‌های ایستگاه مذکور جهت بهینه‌سازی پارامترهای مدل BLRPM باعث تولید داده‌های بارش با شدت زیاد در فرایند گسسته سازی بارش گردیده است که به نوبه خود باعث بیش برآورد مقادیر دبی‌های حداکثر گردیده است.



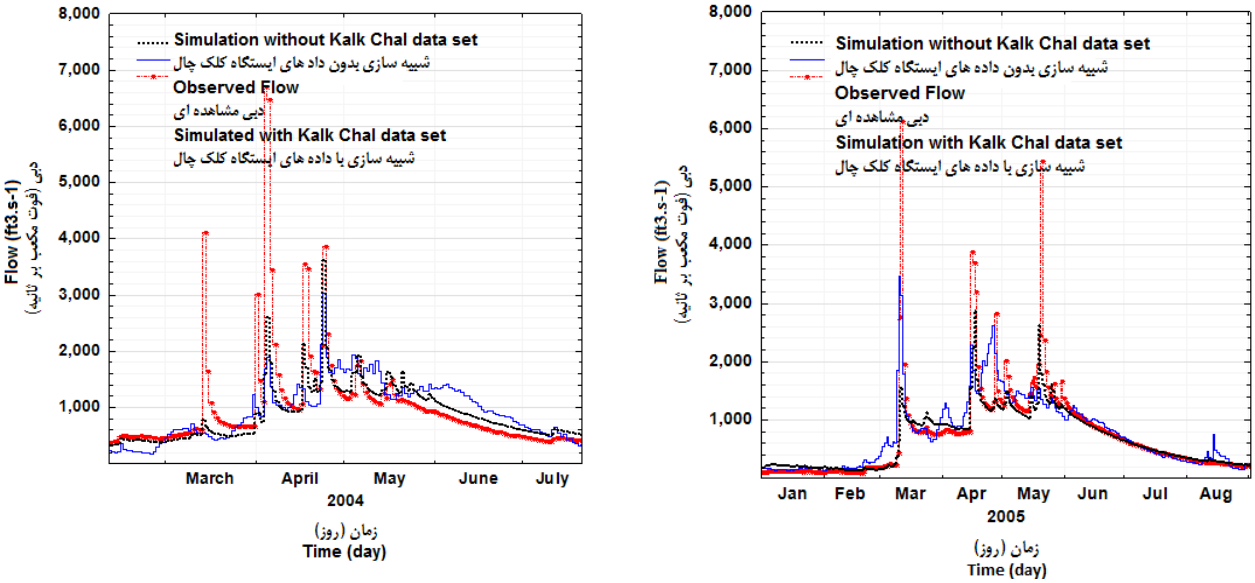

**شکل ۷- واسنجی (بالا) و صحت سنجی (پایین) مدل HSPF (بدون استفاده از ایستگاه کلک چال)**

**Figure 7- Calibration (up) and validation (down) of the HSPF model (without Kalk Chal station)**

**جدول ٤- معیارهای ارزیابی عملکرد مدل HSPF**

**Table 4- Performance evaluation criteria for the HSPF model**

| معیارهای ارزیابی عملکرد مدل<br>Performance evaluation criteria | دوره واسنجی<br>Calibration period<br>(1995-2000) | دوره صحت سنجی<br>Validation period<br>(2000-2005) |
|---|---|---|
| ضریب همبستگی R<br>Correlation coefficient (R) | 0.89 | 0.89 |
| ضریب تبیین (R-square)<br>Coefficient of determination (R-square) | 0.80 | 0.79 |
| مجذور میانگین مربعات خطا (RMSE)<br>Root mean square error (RMSE) | 7.02 | 7.11 |
| ضریب تطابق (d)<br>Index of agreement (d) | 0.9 | 0.92 |
| ضریب ناش–ساتکلیف (E)<br>Nash-Sutcliff coefficient (E) | 0.73 | 0.76 |




**شکل ۸- مقایسه نتایج حاصل از اجرای مدل HSPF با استفاده از داده‌های ایستگاه کلک چال و عدم استفاده از آن**

**Figure 8- comparison between HSPF results with and without Kalk Chal station.**

با در نظر گرفتن مقادیر بارش روزانه یکسان (و در نتیجه حجم بارش یکسان)، در حالتی که از داده‌های گسسته‌سازی شده بارش با در نظر گرفتن ایستگاه کلک چال جهت بهینه‌سازی پارامترهای مدل BLRPM استفاده گردد مقادیر دبی اوج بیشتر از مقادیر مشاهده‌ای برآورد گردد. اگرچه مقادیر بارش روزانه در حالتهای مختلف اجرای مدل هیدرولوژیکی یکسان بود با این وجود به دلیل شدتهای بیشتر بارش در حالت استفاده از داده‌های ایستگاه کلک چال موجب بیش برآورد قابل توجه مقادیر دبی اوج گردد که این موضوع نشان دهنده حساسیت بالای مدل HSPF به متغیر شدت بارش می‌باشد. در حالت استفاده از داده‌های ثبت شده ایستگاه کلک چال نیز می‌توان با افزایش مقادیر پارامتر نفوذ INFILT به نتایج قابل قبولی از جهت نزدیکتر شدن مقادیر شبیه‌سازی شده به مقادیر مشاهده‌ای دست یافت. با این وجود یکی از اصول اساسی در مدلسازی هیدرولوژیک این است که پارامترهای مدل باید به گونه‌ای برآورد شوند که حالت منطقی داشته باشند و تبیین کننده واقعیت‌های فیزیکی موجود در حوضه آبخیز باشند (۶). گریک و همکاران (۱۹) نیز در مطالعه‌ای به منظور مدلسازی هیدرولوژی حوضه رودخانه ساندوزی در جنوب آفریقا با استفاده از مدل HSPF نشان دادند مدل HSPF حساسیت بالایی به شدت بارش دارد به طوری‌که بارش‌های با شدت کم باعث تولید رواناب کمتر و در نتیجه نفوذ و تخیر و تعرق بیشتر می‌گردد. از سوی دیگر افزایش شدت بارش باعث براورد بیشتر دبی‌های اوج در مطالعه آنها گردید که در تطابق با نتیجه این مطالعه می‌باشد. سکواوفسکی و

آدامس (۴۲) مدل HSPF را به منظور شبیه‌سازی رواناب حوضه رودخانه چارلز در ماساچوست شرقی به کار گرفتند. مدل در دو حالت با استفاده از داده‌های بارش ساعتی ایستگاههای خارج از حوضه و داده‌های ساعتی بارش گسسته‌سازی شده از داده‌های بارش روزانه داخل حوضه اجرا شد. آنها نشان دادند مدل HSPF عملکرد بهتری در حالت استفاده از داده‌های گسسته‌سازی شده بارش داخل حوضه نسبت به استفاده از داده‌های بارش ساعتی ثبت شده خارج از حوضه داشته است. وانگ و همکاران (۴۳) به مطالعه تاثیر توزیع مکانی بارش بر روی نتایج حاصل از مدل HSPF در حوضه زون در چین پرداختند. آنها نشان دادند داده‌های ورودی به مدل HSPF می‌تواند منشا ایجاد عدم قطعیت قابل توجه در خروجی مدل باشد.

## نتیجه‌گیری کلی

در این مطالعه اثر انتخاب ایستگاه بر روی بهینه‌سازی پارامترهای مدل گسسته‌سازی BLRPM و مدل هیدرولوژیکی HSPF مورد مطالعه قرار گرفت. بدین منظور ابتدا با استفاده از داده‌های بارش ساعتی ثبت شده در ایستگاههای باران‌نگار، پارامترهای مدل BLRPM تعیین گردید و با استفاده از مدل مذکور به گسسته‌سازی داده‌های بارش روزانه حوضه پرداخته شد. سپس داده‌های ساعتی بارش حاصل از فرایند گسسته‌سازی به عنوان ورودی مدل HSPF جهت شبیه‌سازی دبی روزانه در ایستگاه گلینک مورد استفاده قرار گرفت. نتایج نشان داد زمانیکه از داده‌های ایستگاه کلکچال در بیرون از حوضه جهت بهینه‌سازی پارامترهای مدل BLRPM استفاده می‌گردد خطای مدل BLRPM به دلیل افزایش ضریب تغییرات داده‌ها در نتیجه افزایش ناهمگنی داده‌ها افزایش می‌یابد. ایستگاه کلکچال به دلیل قرارگیری در محدوده بیرون از حوضه و در فاصله جغرافیایی دورتر، دارای الگوی بارش متفاوت از جهت بارشهایی با شدت بیشتر نسبت به ایستگاه‌های داخل حوضه می‌باشد. از این رو زمانی که از داده‌های ایستگاه مذکور جهت بهینه‌سازی پارامترهای مدل BLRPM استفاده می‌شود منجر به تولید بارش‌هایی با شدت زیاد در فرآیند گسسته‌سازی بارش می‌گردد که وقتی به عنوان ورودی مدل HSPF مورد استفاده قرار می‌گیرند موجب بیش‌برآورد دبی‌های اوج می‌گردد. حذف داده‌های ایستگاه کلکچال موجب بهبود برآورد پارامترهای مدل BLRPM وکاهش خطای مدل می‌گردد. در این حالت استفاده از داده‌های بارش ساعتی حاصل از فرآیند گسسته‌سازی به عنوان ورودی مدل HSPF موجب کاهش خطای برآورد دبی‌های اوج می‌گردد. نتایج این مطالعه نشان دهنده حساسیت بالای مدل HSPF به مقادیر شدت بارش می‌باشد. مدل گسسته‌سازی BLRPM عملکرد خوبی در گسسته‌سازی داده‌های بارش و تولید داده‌های ساعتی بارش مورد نیاز مدل داشته است به طوریکه آماره‌های مربوط به داده‌های بارش را بخوبی شبیه‌سازی نموده است و ازسوی دیگر اجرای مدل هیدرولوژیکی HSPF با استفاده از داده‌های ساعتی تولید شده بوسیله مدل BLRPM از جهت شبیه‌سازی مطلوب داده‌های روزانه دبی، موفقیت آمیز بوده است. باتوجه به کمبود ایستگاه‌های باران نگار در کشور و همچنین دقت پایین داده‌های بارش ساعتی ثبت شده در ایستگاه‌های موجود، نتایج این مطالعه بیانگر سودمندی استفاده از مدل گسسته‌سازی BLRPM جهت تولید داده‌های بارش ساعتی با استفاده از داده‌های روزانه می‌باشد.

## منابع


1- Abdellatif M., Atherton W., Alkhaddar R. 2013. Application of the stochastic model for temporal rainfall disaggregation for hydrological studies in north western England. Journal of Hydroinformatics, 15(2): 555-567.
2- Alavinia M. 2009. Comparison between HSPF and SWAT models for sediment (Case study:Abro watershed). Tarbiat Modarres University, Tehran, Iran. (in Persian).
3- Aqua Terra Consultants. 1996. HSPF Data Structure: The Operation Status Vector (OSV). Unpublished. Aqua Terra Consultants, Mountain View, CA.
4- Arnold J.G., Srinivasin R., Muttiah R.S., Williams J.R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development. Journal of American Water Resources Associate, 34 (1): 73–89.
5- Ashofteh P., Massah Bouani A.R. 2010. Impact of Climate Change on Maximum Discharges: Case Study of Aidoghmoush Basin, East Azerbaijan. Journal of Water and Soil Science, 14 (53):28-38 (in Persian with English abstract).
6- BASINS Technical Note 6. 2006. Estimating hydrology and hydraulic parameters for HSPF, Environmental protection agency, USA.
7- Bennett S.J., Bishop T.F.A., Vervoort R.W. 2013. Using SWAP to quantify space and time related uncertainty in deep drainage model estimates: A case study from northern NSW, Australia. Journal of Agricultural Water Management, 2013(130): 142–153.
8- Bicknell B.R., Imhoff J.C., Kittle J.J.L., Jobes T.H., Donigian J.A.S. 2005. Hydrological Simulation Program – FORTRAN (HSPF). User's Manual for Release 12.2. U.S. EPA National Exposure Research Laboratory, Athens, GA, in cooperation with U.S. Geological Survey, Water Resources Division, Reston, VA.
9- Choi J., Sokolofsky S.A., Olivera F. 2008. Hourly disaggregation of hourly rainfall in Texas using measured

hourly precipitation at other locations. Journal of Hydrologic Engineering, 13(6):476-487.
10- Claudia F.A., Dame R.F. 2014. Bartlett-Lewis of rectangular pulse modified model: estimate of parameters for simulation of precipitation in sub-hourly duration. Engenharia Agrícola, 34 (5): 925-934.
11- Cowpertwait P.S.P., Lockie T., Davies M.D. 2006. A stochastic spatial-temporal disaggregation model for rainfall. Journal of Hydrology New Zealand, 45: 1–12.
12- Donigian J.A.S., Bicknell B.R., Imhoff J.C. 1995. Hydrological Simulation Program-FORTRAN (HSPF). p. 395-442. In: Singh, V.P., Ed., Computer Models of Watershed Hydrology, Water Resources Publications and Highlands Ranch, 1995; 395-442.
13- Donigian A.S., Crawford N.H. 1976. Modelling Nonpoint Pollution from the Land Surface. EPA/600/3-76-083, Environmental Research Laboratory, Athens.
14- Donigian A.S., Davis H.H. 1978. User's Manual for Agricultural Runoff Management (ARM) Model. EPA-600/3-78-080, USEPA, Athens, GA. p.12.
15- Dousti M., Shahedi K., Habibnejad Roshan M., Miryaghoubzadeh M.R. 2012. Using IHACRES semi-conceptual model to simulate daily flow (Case study: Tamar Basin). Journal of Soil and Water Conservation, 21(2): 277-292 (in Persian with English abstract).
16- Engida A.N., Esteves M. 2011. Characterization and disaggregation of daily rainfall in the Upper Blue Nile Basin in Ethiopia. Journal of Hydrology, 399: 226–234.
17- Farzbod A., Faridhoseini A.R., Javan K., Sharifi M.B. 2015. A Comparison of ANN and HSPF Models for Runoff Simulation in Balkhichai River Watershed, Iran. American Journal of Climate Change, 4: 203-216.
18- Feldman A.D. 2000. Hydrologic Modeling System HEC-HMS, Technical Reference Manual. U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, HEC,Davis, CA, USA.
19- Gericke O.J., Pretorius E., Wagenaar D., Loyd C. 2004. Hydrological modelling of river basins using HSPF model. p. 1571-1578. In Proceedings of the 2004 Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference.
20- Huang P., Li Z., Chen J., Li Q., Yao C. 2017. Event-based hydrological modeling for detecting dominant hydrological process and suitable model strategy for semi-arid catchments. Journal of Hydrology, In press.
21- Im S.J., Brannan K.M., Mostaghimi S., Kim S.M. 2007. Comparison of HSPF and SWAT models performance for runoff and sediment yield prediction. Journal of Environmental Science and Health, Part A: Environmental Science Engineering, 42 (11): 1561–1570.
22- Iskra I., Droste R. 2007. Application of non-linear automatic optimization techniques for calibration of HSPF. Water Environmental Research, 79 (6):647–659.
23- Jakeman A.J., Hornberger G.M. 1993. How much complexity is warranted in a rainfall runoff model?Water Resources Research, 29(8):2637-2649.
24- Jebari S. 2009. Water Erosion Modelling using Fractal Rainfall Disaggregation, a Study in Semiarid Tunisia. Lund Institute of Technology, Lund University, Sweden.
25- Johnson M.S., Coon W.F., Mehta V.K., Steenhuis T. S., Brooks E.S., Boll J. 2003. Application of two hydrologic models with different runoff mechanisms to a hillslope dominated watershed in the northeastern US: a comparison of HSPF and SMR. Journal of Hydrology, 284(1-4): 57-76.
26- Khaliq M.N., Cunnane C. 1996. Modelling point rainfall occurrences with the Modified Bartlett-Lewis Rectangular Pulses Model. Journal of Hydrology, Amsterdam, 180:109-138.
27- Khosravi M. 2008. Flood Forecasting using Artificial Neural Network and Empirical Equations, Watershed management MSc thesis, Faculty of Natural Resources, Tehran University. (in Persian with English abstract).
28- Kossieris P., Makropoulos C., Onof C., Koutsoyiannis D. 2016. A rainfall disaggregation scheme for sub-hourly time scales: Coupling a Bartlett-Lewis based model with adjusting procedures. Journal of Hydrology. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.07.015
29- Koutsoyiannis D., Onof C. 2001. Rainfall disaggregation using adjusting procedures on a Poisson cluster model. Journal of Hydrology, 246: 109–122.
30- Kozanis S., Christofides A., Mamassis N., Efstratiadis A., Koutsoyiannis D. 2010. Hydrognomon – open source software for the analysis of hydrological data, Geophysical Research Abstracts.
31- Lian Y.Q., Chan I., Xie H., Demissie M. 2010. Improving HSPF modeling accuracy from FTABLES: a case study for the Illinois River Basin. Journal of Hydrological Engineering – ASCE, 15 (8): 642–650.
32- Mishra A., Kar S., Raghuwanshi N.S. 2009. Modeling nonpoint source pollutant losses from a small watershed using HSPF model. Journal of Environmental Engineering – ASCE, 135 (2): 92–100.
33- Nasr A., Bruen M., Jordan P., Moles R., Kiely G., Byrne P. 2007. A comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC for modelling phosphorus export from three catchments in Ireland. Water Resources, 41 (5): 1065–1073.
34- Pui A., Sharma A., Mehrotra R., Sivakumar B., Jeremiah E. 2012. A comparison of alternatives for daily to sub-daily rainfall disaggregation. Journal of Hydrology, 470-471: 138–157.
35- Razavizadeh S., Salajegheh A., Khalighi S., Jafari M. 2013. Effects of land use changes on flood characteristics using the HEC-HMS model (Case study: Taleghan watershed). Journal of Range and Watershed management,

66(3):373-386 [in Persian with English abstract].
36- Rodríguez-Iturbe I., de Power B.F., Valdés J.B. 1987. Rectangular pulses point process models for rainfall: Analysis of empirical data. Journal of Geophysical Research, 92: 9645-9656.
37- Ryu J.H. 2009. Application of HSPF to the distributed model intercomparison project: case study. Journal of Hydrological Engineering – ASCE, 14 (8): 847–857.
38- Saleh A., Du B. 2004. Evaluation of SWAT and HSPF within BASINS program for the Upper North Bosque River watershed in Central Texas. Transactions of ASAE, 47 (4): 1039–1049.
39- Segond M.L, Neokleous N., Makropoulos C., Onof C., Maksimovic C. 2007. Simulation and spatio-temporal disaggregation of multi-site rainfall data for urban drainage applications. Hydrological Science Journal, 52: 917–935.
40- Singh J., Knapp H.V., Arnold J.G., Misganaw D. 2005. Hydrological modeling of the Iroquois river watershed using HSPF and SWAT. Journal of American Water Resources Associate, 41 (2): 343–360.
41- Sivakumar B., Berndtsson R. 2010. Advances in Data-Based Approaches for Hydrologic Modeling and Forecasting. World Scientific.
42- Sokolofsky S., Adams E. 2011. Disaggregation of daily rainfall for continues watershed modeling. Journal of hydrological engineering, 6(4): 300-309
43- Wang H., Wu z., Hu C. 2014. A Comprehensive Study of the Effect of Input Data on Hydrology and non-point Source Pollution Modeling. Water resources management, 29:1505. DOI 10.1007/s11269-014-0890-x
44- World Meteorological Organization. 1975. Inter comparison of Conceptual Models Used in Operational Hydrological Forecasting. Secretariat of the World Meteorological Organization, Geneva.
45- Xu, C.Y. 2002. Hydrologic models. Earth Science Centre. Uppsala University. Sweden.
46- Zarei M., Ghanbarpour M.R., Habibnezhad Roshan M., Shahedi K. 2009. Streamflow Simulation using IHACRES Rainfall-Runoff Model (Case Study: Kasilian Catchment). Journal of Watershed management and Science Engineering, 3 (8):11-20 (in Persian with English abstract).

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 754-771

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۷۱-۷۵۴

# Effect of Weather Station Selection on Parameterization of Modified Bartlett-Lewis Rectangular Pulse (BLRPM) and HSPF Models

**E. Dodangeh[1]- K. Shahedi[2*]- K. Solaimani[3]**

Received: 13-03-2017
Accepted: 20-06-2017

**Introduction:** The proper management of water resources in a watershed requires precise understanding and modelling of the hydrological processes. HSPF model uses an infiltration excess mechanism to simulate streamflow and requires the hourly precipitation data as input. Despite the high accuracy of the HSPF model, the lack of rainfall data at short time scales (hour and less than hour) restricts implementation of the model especially for long time simulations. Some studies have applied simple division for daily rainfall disaggregation into the hourly values to provide data required by the HSPF model. In simple division, each rainfall event is divided into 24 pulse stochastically and the peak flows may not be simulated correctly due to the lower rainfall intensities.

**Materials and Methods:** In this study, Random Parameter Bartlet-Lewis Rectangular Pluse (BLRPM) model was used for daily rainfall disaggregation into the hourly values to provide data needed by the HSPF model. The model parameters were calibrated using the 1, 24 and 48 hour rainfall data time series of the rain gauge stations inside (Jovestan and Zidasht) and outside (Kalk Chal) the watershed for the period of 2006-2009. To cluster the wet days, the BLRPM model was run several times and a generated sequence which had the best match with the original one in terms of daily totals was selected. Then, the synthetic sequence of hourly rainfall depths was modified based on a proportional adjusting procedure to add up exactly to the given daily depths. The calibrated model was then implemented to disaggregate the daily rainfall data of the watershed for the period of 1995-2005. The resultant hourly rainfall data were then fed into the HSPF hydrologic model to simulate the daily runoff. Parameterization of the BLRPM and HSPF models was also done while keeping the Kalk Chal station out of the calibration.

**Results and Discussion:** Sum of weighted squared error was calculated to be 1.03 when the data recorded in Kalk Chal station was also considered for parameter estimation of the BLRPM model. Maximum weighted square error was equal to 0.7 for lag-1 auto covariance of daily rainfall data. Keeping the Kalk Chal station out of the BLRPM model parameterization resulted in improved performance of the model. Sum of the weighted error decreased to 0.36 by removing the Kalk Chal station data. The results indicated that the weighted square error values decreased for all of the BLRPM model parameters when Kalk Chal station was not considered for calibration. The lag-1 auto covariance of daily rainfall data had the greatest reduction in weighted square error from 0.7 to 0.07 with and without including the Kalk Chal data set, respectively. The BLRPM model parameters also varied when data of the Kalk Chal station were removed from the calibration process. The $k$ parameter value increased and the values of $\lambda$, $\phi$ and $\nu$ decreased due to removal of the Kalk chal station data. The highest variation was observed for $\nu$ decreased from 2.74 to 0.33 by removing the Kalk Chal station. The calibrated BLRPM model, with and without taking into account the Kalk Chal station data set, was employed to disaggregate daily rainfall data into the hourly values. The HSPF model was calibrated using the daily observed streamflow data recorded in Galinak station to simulate daily streamflow in reach 27. The daily streamflow simulations in reach 27 were conducted by implementing the hourly generated rainfall data sets. The results showed that inclusion of the hourly rainfall data recorded in Kalk chal station for parameterization of the BLRPM model caused the reproduction of high-intensity rainfall data in disaggregation process and consequently led to the overestimation of peak flows by HSPF model. Exclusion of the Kalk Chal station for BLRPM model parameterization improved the daily streamflow simulation with Nash-Sutcliff efficiency = 0.76, coefficient of determination = 0.79 and RMSE = 7.11 $m^3.s^{-1}$. These results demonstrated the sensitivity of HSPF model to the weather station selection and rainfall intensities.

**Conclusions:** The Kalk Chal station located outside of the studied region, with high intensity-short duration

1 , 2, 3- PhD Candidate, Associate Professor and Professor of Department of Watershed Science and Engineering, Faculty of Natural Resources, Sari Agricultural Science and Natural Resources University
(*-Corresponding Author Email: kaka.shahedi@gmail.com)

rainfall pattern caused heterogeneity of the input hourly rainfall data for parameter estimation of BLRPM model. Parameter estimation of the BLRPM model with inclusion of the hourly rainfall data of Kalk Chal station resulted in generation of greater intensities in disaggregation process. Despite the same values of daily rainfall data in streamflow simulations, the high rainfall intensities caused by the data set of Kalk Chal station led to the overestimation of peak flows. The results indicated the high sensitivity of HSPF model to the rainfall intensities.

**Keywords:** Infiltration, Hourly precipitation, Peak flow, Rainfall disaggregation

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۸۴-۷۷۲

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 772-784

# بررسی وضعیت آلودگی به عناصر کروم، نیکل و کبالت در خاک‌های متاثر از سازندهای افیولیتی در منطقه نی‌ریز استان فارس

آناهید سلمان پور[۱*]–محمدحسن صالحی[۲]–جهانگرد محمدی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۱/۰۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۹/۱۵

## چکیده

سازندهای افیولیتی دارای مقدار زیادعناصر سنگین مانند کروم و نیکل می‌باشند. با این حال، مطالعات در مورد بررسی وضعیت آلودگی خاک‌های تشکیل شده بر روی این سازندها مورد توجه کافی قرار نگرفته است. تحقیق حاضر با هدف بررسی وضعیت آلودگی خاک‌های تشکیل شده بر روی این سازندها از نظر مقدار کروم، نیکل و کبالت در منطقه نی‌ریز انجام شد. بر اساس مطالعات خاک‌شناسی، در سه واحد اراضی شامل تپه، مخروط‌افکنه و پلایا، ۷ خاکرخ حفر گردید. نمونه‌های خاک از افق‌هاو نمونه‌های سنگ از سازند افیولیتی تهیه شد. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها و مقدار کل عناصر کروم، کبالت و نیکل در خاک و سنگ، تعیین گردیدند. نتایج نشان داد غلظت کروم در خاک‌ها (میانگین ۲۲۰۰ میلی‌گرم برکیلوگرم) ۱۰ تا ۴۰ برابر حد آستانه استاندارد ایران و اروپا (به ترتیب ۱۰۰ و ۱۵۰ میلی‌گرم برکیلوگرم)، غلظت نیکل (میانگین ۳۰۰ میلی‌گرم برکیلوگرم) ۱۰ برابرحد آستانه استاندارد ایران و اروپا (به ترتیب ۵۰ و ۷۵ میلی‌گرم برکیلوگرم) و مقدار کبالت (میانگین ۱۹ میلی‌گرم برکیلوگرم) زیر حد آستانه (۴۰ میلی‌گرم برکیلوگرم) بود. مقادیر این عناصر در خاک‌های افیولیت‌ها بیشترین و در خاک‌های مخروط‌افکنه کمترین بود. مقدار شاخص زمین‌انباشتگی برای سه عنصر در خاک‌های افیولیتی حداکثر و مخروط‌افکنه (حدود ۷/۷) و در حاشیه پلایا (۳/۹ تا ۶/۲) کاهش چشم‌گیر داشت. مقدار فاکتور غنی‌شدگی برای نیکل نیز در تپه‌های افیولیتی (میانگین ۰/۶) به سمت مخروط‌افکنه (میانگین ۰/۷) تقریبا ثابت و در پلایا (میانگین ۰/۱) کاهش و برای دو عنصر دیگر از افیولیت‌ها (به ترتیب ۰/۹ و ۰/۶ برای کروم و کبالت) به سمت مخروط‌افکنه ( ۰/۵ برای هر دو عنصر) و پلایا (به ترتیب، ۰/۳ و ۰/۱ برای کروم و کبالت) کاهش نشان داد. مقادیر شاخص زمین‌انباشتگی در خاک‌ها، وجود آلودگی را تأیید کرد و مقادیر فاکتور غنی‌شدگی نیز بیانگر این بود که منشاء عناصر در خاک از منشاء مواد مادری و از توده افیولیتی منطقه است. مطالعات آتی در زمینه امکان انتقال این عناصر به آب زیرزمینی و باغ‌های میوه موجود در مخروط افکنه قلعه‌بهمن ضروری به نظر می‌رسد.

**واژه‌های کلیدی:** شاخص زمین‌انباشتگی، فاکتور غنی‌شدگی، لندفرم

## مقدمه

تجمع بیش از اندازه فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی علاوه بر آلودگی‌های محیطی به دلیل سمیت، پایداری و تجمع آن‌ها در محیط به یک نگرانی بزرگ تبدیل شده است (۴۱). به دلیل پتانسیل این فلزات در ایجاد خطر برای سلامتی انسان‌ها، آلودگی خاک به فلزات سنگین، توجه عموم و سازمان‌های دولتی را به ویژه در کشورهای در حال توسعه به خود جلب کرده است. معادن فعال (آلودگی صنعتی)، از مهم‌ترین عوامل طبیعی آلاینده خاک محسوب می‌شوند. غلظت طبیعی عناصر سنگین در خاک‌ها از منابع طبیعی به کانی‌شناسی و ویژگی‌های شیمیایی سنگ مادر و زمین‌شناسی منطقه بستگی دارد (۶ و ۲۹).

منطقه‌های افیولیتی ایران با طول نسبتاً زیاد و عرض متغیر نه تنها در امتداد چین‌خوردگی‌های زاگرس، بلکه در شرق، شمال و مرکز ایران شناخته شده است. عمده‌ترین سازه‌های افیولیت‌ها، شامل سنگ‌های بازی و فوق بازی به همراه سنگ‌های رسوبی و انواع سنگ‌های دگرگونی (۱۹ و ۲)، به صورت ساختارهای درهم و مخلوط شده، است. مجموعه افیولیتی نی‌ریز به وسعت حدود ۳۰۰۰ کیلومتر مربع در جنوب غربی ایران و به موازات چین خوردگی‌های زاگرس و در لبه برخورد صفحه عربستان و ایران و در قسمت جنوب غربی

۱، ۲ و ۳– به ترتیب دانش‌آموخته دکتری و استادان گروه خاکشناسی، دانشگاه شهرکرد
(* نویسنده مسئول: (Email: anahidsalmanpour@yahoo.com
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.52881

کمربند سنگ‌های دگرگونی زون سنندج-سیرجان، نزدیک به شهر نی‌ریز و در غرب دریاچه بختگان قرار دارد (۲ و ۷). هوادیدگی کانی‌ها و سنگ‌های موجود در افیولیت‌ها، رسوبات و خاک‌هایی را تشکیل می‌دهد که حاوی مقدار زیادی Mn، Ni، Cr، Co، Mg و Fe هستند (۱۸). غلظت این عناصر در سنگ‌های بازی و فوق بازی حدود ۱۰۰۰ تا ۳۰۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم است اما محدوده گزارش شده برای این عناصر در مطالعات بستگی به منطقه مورد مطالعه و بافت خاک دارد و غلظت عناصر در خاک‌های رسی نسبت به خاک‌های با بافت درشت‌تر بیشتر است (۲). ویژگی‌های مختلف خاک بر قابلیت دسترسی این عناصر در خاک تاثیر دارد. حلالیت کبالت و نیکل مانند دیگر عناصر کمیاب، با افزایش pH کاهش می‌یابد؛ در حالی‌که کروم VI در خاک‌های با pH خنثی تا قلیایی بسیار متحرک هستند و هنگام بالا رفتن pH مشکل‌ساز می‌شوند و جذب این عنصر را توسط گیاه افزایش می‌دهد (۱۶). بر این اساس حداکثر غلظت مجازی برای این عناصر، در کاربری‌های مختلف در خاک توسط استانداردهای مختلف در ایران و جهان تعیین شده است (۲۴).

مطالعات بسیاری در زمینه وضعیت آلودگی خاک‌ها و رسوبات به عناصر سنگین در نزدیکی معادن در مناطق مختلف دنیا انجام گرفته است. چویک و همکاران (۵) در رسوبات سد سیحان در ترکیه، امکان آلودگی رسوبات موجود در این سد را نسبت به عناصر روی، مس، آهن، کروم و کادمیوم بررسی نمودند. آنالیز همبستگی نشان داد غلظت عناصر فوق متاثر از میزان ماده آلی و اندازه ذرات رسوب بوده و بر اساس مقادیر فاکتور غنی شدگی رسوبات این سد از نظر مقدار کادمیوم بسیار غنی‌شده و از نظر کروم و منگنز غنی‌شدگی جزئی داشتند، اما مقادیر این دو عنصر در رسوبات از حد مجاز بسیار بالاتر بود. بر اساس مطالعات بیبی‌نورارلیجانا و همکاران (۴) غلظت مس، نیکل و سرب در رسوبات رودخانه نزدیک به معدن مس ماموت و آب رودخانه در شرق مالزی بسیار فراتر از مقادیر استاندارد بود. فاکتور غنی‌شدکی و زمین‌انباشتگی نیز نشان داد در تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه و مخصوصا ایستگاه‌هایی که در طول رودخانه قرار داشتند آلودگی وجود دارد و مقدار فاکتور غنی‌شدگی بیش از ۱/۵ نیز نشان داد منشاء این فلزات فعالیت‌های انسانی مانند حفاری معدن است.

کااوشیک و همکاران (۱۷) نیز با بررسی خاک‌های حاشیه رودخانه یامونا در دهلی مشاهده کردند این خاک‌ها از نظر مقدار کروم آلودگی متوسطی دارند. هرچند در مطالعات پیشین مربوط به این منطقه آلودگی زیادی از این عنصر دیده شده بود و منشاء آن فعالیت‌های انسانی گزارش شده بود. گانگ و همکاران (۱۲) وضعیت آلودگی خاک منطقه شهری ووهان[1] چین را از نظر برخی عناصر سنگین بررسی کردند. مطالعات ایشان نشان داد عناصر کادمیم، مس، سرب و روی از فعالیت‌های انسانی و عناصر کبالت، کروم و منگنز از فرآیندهای طبیعی، نیکل از هر دو منشاء طبیعی و انسانی و جیوه از فعالیت‌های انسانی به خاک وارد شده است. نمغی و همکاران (۳۵) با مطالعه نمونه‌های خاک و آب منطقه فیروزآباد شاهرود که بر روی مجموعه افیولیتی واقع شده است، اظهار داشتند غلظت نیکل، کروم، آهن، منگنز، منیزیم و روی در خاک و غلظت نیکل، کروم و منیزیم در آب بیش از حد مجاز است. فاکتور غنی‌شدگی و شاخص زمین-انباشتگی محاسبه شده برای نمونه‌های خاک نیز نشان از آلودگی به این عناصر سنگین بود. نتایج ایشان همچنین نشان داد غلظت کروم، نیکل، آهن، منگنز و کبالت با مقادیر شن خاک و مقادیر آلومینیوم، فسفر، منگنز و سرب با رس خاک همبستگی معنی‌دار دارد. اکبری (۱) توزیع کروم و نیکل را در امتداد یک کاتنا در غرب مشهد که متاثر از سنگ‌های فوق بازی مجموعه افیولیت‌های مشهد بودند را بررسی نمودند. نتایج ایشان نشان داد مقادیر کروم و نیکل در خاک‌های این منطقه بسیار بالاتر از حد آستانه است و مقادیر عناصر از قله به سمت پای شیب افزایش نشان داد.

کلپرتزیس (۱۸) آلودگی خاک‌های سه منطقه شهری در جنوب یونان را به برخی عناصر سنگین بررسی نمود. وی مشاهده کرد غلظت عناصر نیکل، کروم، کبالت و آهن در نقاط مختلف نمونه-برداری با یکدیگر تفاوت چشم‌گیر نداشت که نشان می‌داد منشاء این عناصر طبیعی است. وی ورود این عناصر را به خاک از بیرون‌زدگی-های سرپنتینی در اراضی کشاورزی آن منطقه دانست. لی و همکاران (۲۱) مناطق زراعی و شهری در منطقه ژوژو[2] نزدیک معدن سرب و روی ژوژو در استان هونان[3] چین را از نظر آلودگی عناصر سنگین بررسی نمودند. نتایج ایشان نشان داد غلظت عناصر نقره، تیتانیوم، بیسموت و آنتیمونی با افزایش عمق و فاصله از معدن کاهش می‌یابد که نشان می‌دهد این عناصر از عملیات حفاری معدن ناشی شده و از طریق رسوب اتمسفری وارد خاک شده است. نتایج ایشان همچنین نشان داد مقدار کروم، کبالت و نیکل در تمام نمونه‌های خاک و در تمام اعماق یکسان و مشابه بود که نشان می‌دهد منشاء این عناصر فرایندهای طبیعی می‌باشد. همچنین بررسی‌های میزان آلودگی این خاک‌ها با استفاده از شاخص زمین‌انباشتگی نشان داد اراضی مورد مطالعه از نظر نقره، بیسموت، آنتیمونی در گروه غنی‌شده و از نظر کروم، نیکل، کبالت و تیتانیوم در گروه حداقل غنی‌شدگی قرار گرفتند.

تجزیه‌های آزمایشگاهی گابروهای موجود در افیولیت‌های نی‌ریز (۷) نشان می‌دهد که این مجموعه منشاء عناصر سنگینی مانند کروم و نیکل می‌باشند از این نظر می‌توانند مشکلاتی را برای محیط زیست ایجاد کنند. با این حال، خاک‌های تشکیل شده بر روی آن‌ها در این

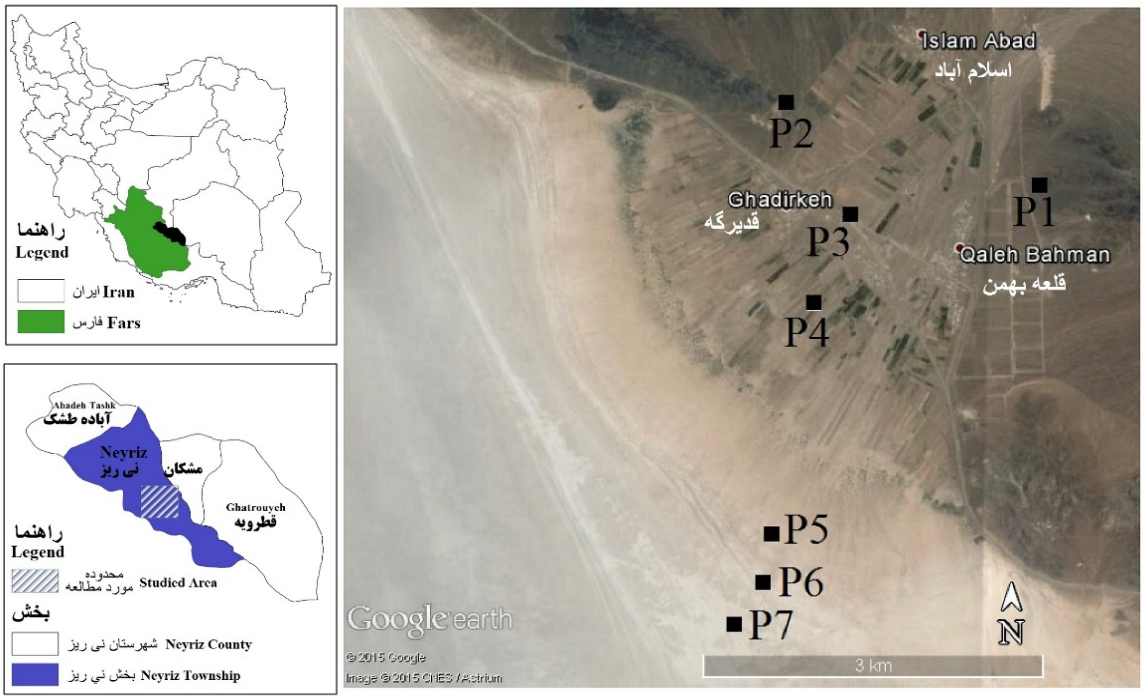
1- Wuhann

2- Zhuzhou
3- Hunan

منطقه، هنوز از نظر آلودگی بررسی نگردیده‌اند. از این‌رو تحقیق حاضر با هدف بررسی وضعیت آلودگی خاک‌های تشکیل شده بر این مجموعه از نظر مقدار کروم، نیکل و کبالت در یک برش از بالا دست به پایین دست شامل تپه، مخروط‌افکنه و پلایا در منطقه قلعه‌بهمن نیریز انجام شد.

## مواد و روش‌ها

منطقه قلعه‌بهمن از توابع شهرستان نیریز در شرق دریاچه بختگان در ۲۲۰ کیلومتری جنوب شرقی شیراز منطقه‌ای به وسعت حدود ۱۶ کیلومتر مربع بین طول‌های جغرافیایی ″۲۵ ′۰۸ °۵۴ و ″۰۱ ′۱۱ °۵۴ و عرض‌های جغرافیایی ″۴۸ ′۱۷ °۲۹ و ″۳۶ ′۲۰ °۲۹ قرار دارد و در قسمت شمال و شرق توسط بیرون‌زدگی‌های مجموعه افیولیتی نی‌ریز احاطه شده است (شکل ۱). افیولیت‌های نی‌ریز دارای سه واحد سنگ‌شناسی شامل سنگ‌های بازی، فوق بازی و مرمر است که دارای مقادیر مختلف منیزیم، کروم، نیکل و کبالت می‌باشد (۳۶). میانگین سالانه بارندگی منطقه بر اساس داده‌های ایستگاه سینوپتیک نی‌ریز ۱۸۵میلی‌متر و میانگین دمای آن ۱۹/۴ درجه سلسیوس است (۱۰). رژیم رطوبتی منطقه اریدیک و رژیم حرارتی ترمیک است و سه واحد فیزیوگرافی مختلف شامل تپه، مخروط افکنه‌آبرفتی و اراضی پست (پلایای بختگان) در منطقه مورد مطالعه وجود دارد (۱۴).




**شکل ۱-منطقه مورد مطالعه و موقعیت خاکرخ‌های حفر شده**

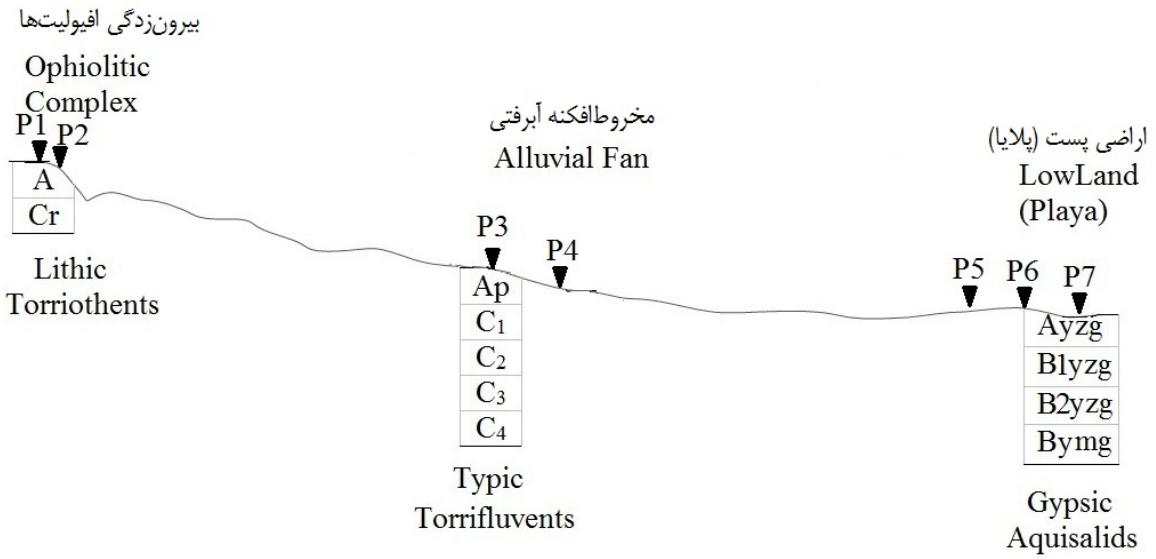
**Figure 1- Studied area with location of the pedons**

برای تحقیق حاضر، در هر واحد فیزیوگرافی، نقاطی در طول یک ترانسکت، انتخاب و در مجموع ۷ خاکرخ شامل دو خاکرخ در تپه‌ها، دو خاکرخ در مخروط‌افکنه و ۳ خاکرخ در اراضی پست (پلایا) حفر گردید (شکل ۱). اختلاف ارتفاع در امتداد برش مورد مطالعه، حدود ۵۰ متر و در طول حدود ۶ کیلومتر بود (شکل ۲). خاکرخ‌های ۱ و ۲ بر روی خاک‌های کم عمق واقع بر سازندهای افیولیتی (واحد فیزیوگرافی تپه)، خاکرخ ۳ در یک باغ به، خاکرخ ۴ در یک باغ انار (هر دو در مخروط‌افکنه آبرفتی) و خاکرخ‌های ۵، ۶ و ۷ در حاشیه پلایای بختگان (در اراضی پست) حفر گردیدند و پس از تشریح، تا سطح زیرگروه بر اساس رده‌بندی آمریکایی (۳۱) طبقه‌بندی گردید.

نمونه خاک از هر یک از افق‌های خاکرخ‌ها و نمونه سنگ از رخنمون‌های افیولیتی برداشت شدند. نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه، هواخشک شده و از الک دو میلی‌متر عبور داده شد. نمونه‌های سنگ نیز با دستگاه آسیاب مدل MM400 Retsch ساییده شد.

**ب**افت خاک به روش هیدرومتر، هدایت الکتریکی و pH در عصاره اشباع (۳۲)، کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون برگشتی (۲۵)، گچ به روش استون (۳۷) و مقدار کل عناصر سنگین به روش هضم با اسید نیتریک ۴ مولار (۳۳) در خاک و پودر سنگ، عصاره‌گیری و در نهایت مقادیر کروم، کبالت، نیکل و آهن توسط دستگاه جذب اتمی

مدل GBC 932plus قرائت شد.




**شکل ۲-نیمرخ ارتفاعی خاکرخ‌های حفر شده در منطقه قلعه‌بهمن (P1 تا P7 به ترتیب خاکرخ ۱ تا ۷ می‌باشد)**

**Figure 2- Elevation profile of pedons in Ghal-e Bahman from Google Earth (P1-P7 indicates pedons 1 to 7, respectively)**

برای بررسی وضعیت آلودگی منطقه مورد مطالعه دو شاخص محاسبه گردید. شاخص غنی‌شدگی[1] با استفاده از فرمول ۱ (۲۸) و شاخص زمین‌انباشتگی[2] با استفاده از فرمول ۲ (۲۳) محاسبه گردید:

$$EF = (C_i/C_{Fe})_S / (C_i/C_{Fe})_{RS} \quad (۱)$$

در این روابط $C_i$ مقدار عنصر i، $C_{Fe}$ مقدار عنصر آهن در خاک مورد نظر (S) و در نمونه مرجع (RS) است که ترکیبی مشابه با میانگین ماده مادری در منطقه مورد مطالعه را داشته باشد (۵). در تحقیق حاضر برای محاسبه فاکتور غنی‌شدگی غلظت عناصر موجود در نمونه‌های سنگ که از رخنمون‌های افیولیتی تهیه شد به عنوان نمونه مرجع استفاده گردید.

$$I_{geo} = \log_2(C_n/(1.5\times B_n)) \quad (۲)$$

که در این رابطه، Cn، غلظت عنصر مورد نظر در خاک، Bn میانگین غلظت همان عنصر در زمینه (ماده مادری) و ۱/۵ فاکتور تصحیح ماتریس در نتیجه اثرات لیتولوژیک می‌باشد. در تحقیق حاضر فرض شد میانگین عناصر در نمونه سنگ زمینه با میانگین عناصر در کل پوسته زمین در آن منطقه برابر است (۲۷). برای هر شاخص طبقه‌بندی ارائه گردیده است (۲۳ و ۳۴) که در جدول ۱ آمده است.

## نتایج و بحث

به طور کلی در برش مورد مطالعه، عمق خاک در خاک‌های مخروط‌افکنه بیشترین و در خاک‌های افیولیت‌ها کم‌عمق ترین بود (جدول ۲) و بافت خاک از لوم شنی در افیولیت‌ها و مخروط‌افکنه به لوم در پلایا تغییر می‌کرد. مقدار سنگ و سنگریزه در خاکرخ‌های افیولیت‌ها بیش از ۷۰ درصد و در مخروط افکنه در افق‌های مختلف بین ۳۰ تا ۹۰ درصد متغیر بود که وجود لایه‌های رسوبی متعدد را در این خاک‌ها نشان می‌داد، در حالی‌که در خاک‌های پلایا سنگ و سنگریزه مشاهده نشد. در طول برش مورد مطالعه، خاک‌های افیولیت‌ها غیر شور، خاک‌های مخروط افکنه شوری متوسط و خاک‌های پلایا دارای مقادیر بالای هدایت الکتریکی بودند.

مقادیر نسبت جذب سدیم و گچ نیز در خاک‌های پلایا بسیار بالا بود. همچنین، رنگ خاک حاشیه پلایا به دلیل بالا بودن سطح آب ناشی از لندفرم و موقعیت منطقه به سمت رنگ‌های احیاء تغییر یافته بود. بر اساس مشاهدات صحرائی، تجزیه و تحلیل‌های آزمایشگاهی و طبق سامانه رده‌بندی آمریکایی (۳۱)، خاک‌های مورد مطالعه در سه زیرگروه قرار گرفتند. خاک‌های تشکیل شده بر روی سازندهای افیولیتی (شکل ۲) با یک لایه سطحی کم‌عمق (کمتر از ۱۵ سانتی‌متر) بر روی سنگ مادر هوادیده (افق Cr)، در زیرگروه TorriothentsLithic (جدول ۲)، خاک‌های مخروط افکنه قلعه‌بهمن با یک لایه سطحی (افق A) به ضخامت ۲۵ سانتی‌متر بر روی لایه‌های رسوبی (افق‌های مختلف C) با ضخامت‌های متفاوت در زیرگروه TorrifluventsTypic (جدول ۲) و خاک‌های حاشیه پلایا با تجمع قابل توجه نمک و گچ در تمام افق‌ها و همچنین نشانه وجود شرایط احیا (جدول ۲) در زیرگروه Gypsic Aquisalids قرار گرفتند. نتایج

1- Enrichment Factor
2- Geo-accumulation Index

نشان داد مقدار کروم در خاک‌های مورد مطالعه، بیشترین و کبالت کمترین بود (جدول ۲). میانگین مقادیر کروم، نیکل و کبالت به ترتیب حدود ۲۲۲۹/۵، ۳۰۵/۵ و ۱۸/۹ میلی‌گرم در کیلوگرم بود.

**جدول ۱- طبقه‌بندی شاخص‌های مورد مطالعه**

**Table 1-Classification of studied indices**

| شاخص غنی‌شدگی | EF | شاخص زمین‌انباشتگی | $I_{geo}$ |
|---|---|---|---|
| حداقل غنی‌شدگی<br>Depletion to minimal enrichment | < 2 | غیرآلوده<br>Practically unpolluted | 0 ≤ |
| غنی‌شدگی متوسط<br>Moderate enrichment | 2-5 | غیرآلوده تا آلودگی متوسط<br>Unpolluted to moderately polluted | ≤ 0-1 |
| غنی‌شدگی قابل توجه<br>Significant enrichment | 5-20 | آلودگی متوسط<br>Moderately polluted | ≤ 1-2 |
| غنی‌شدگی زیاد<br>Very highly enriched | 20-40 | آلودگی متوسط تا زیاد<br>Moderately to strongly polluted | ≤ 2-3 |
| غنی‌شدگی شدید<br>Extremely enriched | > 40 | آلودگی زیاد<br>Strongly polluted | ≤ 3-4 |
| | | آلودگی زیاد تا شدید<br>Strong to very strongly polluted | ≤ 4-5 |
| | | آلودگی بسیار شدید<br>Very strongly polluted | ≥ 6 |

مقادیر بدست آمده نشان داد در تمام خاک‌های مورد مطالعه، غلظت کروم حدود ۱۰ تا ۴۰ برابر حد آستانه استانداردهای ایران (۹) و اروپا (۲۴) است (جدول ۳). مقدار حد آستانه غلظت نیکل در خاک‌های اوفیولیتی نزدیک به ۱۰ برابر حد آستانه بود، اما در خاک‌های مخروط‌افکنه تا عمق ۸۰ سانتی‌متری به زیر حد آستانه کاهش و در عمق‌های بیشتر به شدت افزایش یافت. در خاک‌های اراضی پست حاشیه دریاچه مقدار نیکل زیر حدآستانه بود. غلظت کبالت برای تمام خاک‌ها کمتر از حدآستانه بود. مطالعات ژئوشیمیایی دایک‌های گابرو در افیولیت‌های نی‌ریز (۷) و آنالیز آزمایشگاهی این تحقیق نیز نیز نشان می‌دهد اوفیولیت‌های نی‌ریز دارای مقادیر بالای کروم، نیکل و مقادیر کم کبالت هستند.

برای بررسی روند تغییرات عناصر در طول برش، میانگین وزنی عناصر برای هر خاکرخ بدست آمد (شکل ۳). روند مقدار هر سه عنصر در خاک‌های مخروط افکنه کمتر از خاک‌های پلایا بود، اما روند تغییرات کبالت و کروم بسیار شبیه یکدیگر است هر چند مقدار آن‌ها بسیار کمتر از کروم است. بیشترین مقدار هر سه عنصر در خاک‌های کم عمق افیولیتی بود و در خاک‌های مخروط‌افکنه مقادیر آنها شدیدا کاهش نشان داد. مقدار نیکل در خاک‌های پلایا تقریبا نزدیک به مقدار آن در خاک‌های افیولیتی است اما مقدار نیکل و کروم آنها از مخروط افکنه بیشتر و از خاک‌های افیولیتی کمتر است و از این لحاظ حالت بینابین دارند. علت پایین بودن این عناصر در خاک‌های مخروط‌افکنه می‌تواند به بالاتر بودن درصد شن (جدول ۲) و عدم وجود توانایی ذرات شن در نگهداری و جذب این عناصر (۳) و همچنین بالا بودن نفوذپذیری خاک در این منطقه نسبت داده شود. همچنین، نوع کاربری (باغ‌های میوه) احتمالا باعث شستشوی عناصر سنگین به دلیل آبیاری در دراز مدت و یا جذب آن‌ها توسط درختان شده است. افزایش مقادیر هر سه عنصر در عمق ۸۰ سانتی‌متری (جدول ۲) نیز احتمال شستشوی عناصر به اعماق را در اثر آبیاری تقویت می‌کند. مطالعات مختلف (۲۲، ۲۴ و ۲۷) نشان می‌دهد ویژگی‌های مختلفی از خاک مانند pH، هدایت الکتریکی، ماده‌آلی، قابلیت تبادل کاتیونی، درصد رس، اندازه ذرات، کانی‌شناسی و نوع گیاه کشت شده در خاک نقش مهمی در جذب و مقدار عناصر سنگین در خاک ایفا می‌کند.

در خاک‌های پلایا نیز به دلیل اینکه مقدار رس خاک بیشتر شده (جدول ۲) و نفوذ عمقی کمتر است غلظت تمامی عناصر افزایش یافته است. بالا بودن سطح آب زیرزمینی در این منطقه نیز مزید بر علت است و از شستشوی عناصر به اعماق جلوگیری می‌کند. همبستگی منفی و بسیار معنی‌دار بین درصد شن با مقدار نیکل و معنی‌دار بین کروم و کبالت و نیز همبستگی مثبت و بسیار معنی‌دار بین مقدار رس با کبالت و نیکل و معنی‌دار بین رس و کروم (جدول ۴) نیز تفسیر بالا را تایید می‌کنند. در خاک‌های مورد مطالعه بین ماده آلی با عناصر مورد مطالعه همبستگی معنی‌دار مشاهده نشد که با نتایج دیانی و محمدی (۸)، گاندوویس و همکاران (۱۰) و هرناندز و همکاران (۱۵) همخوانی دارد.

جدول ۲- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیائی خاکرخ‌ها

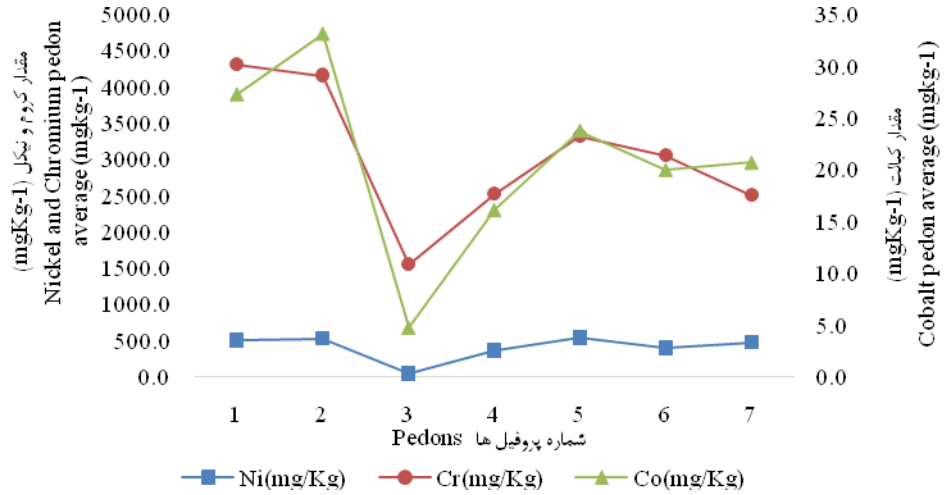
**Table 2- Physical and chemical of pedons**

| شماره خاکرخ No. Pedon | واحد فیزیوگرافی Physiographic Unit | رده خاک Soil subgroup | افق Horizon | عمق Depth | رس Clay (%) | سیلت Silt (%) | شن Sand (%) | رنگ Color | pH | هدایت الکتریکی EC ($dSm^{-1}$) | درصد کربن آلی OC (%) | درصد کربنات معادل کلسیم CCE (%) | نسبت جذبی سدیم SAR | کروم Cr ($mgKg^{-1}$) | نیکل Ni ($mgKg^{-1}$) | کبالت Co ($mgKg^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| P1 | Hill | Lithic Torriothents | A | 0-7 | 14 | 30 | 56 | 5Y8/2 | 8.5 | 0.34 | 0.20 | 11.5 | 0.11 | 4297.5 | 490.2 | 27.27 |
| | | | Cr | +7 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| P3 | Alluvial Fan | Typic Torrifluvents | Ap | 0-35 | 7 | 22 | 71 | 5Y8/3 | 7.4 | 8.7 | 0.20 | 20.1 | 3.7 | 1310.4 | 22.8 | 3.12 |
| | | | C1 | 35-53 | 10 | 18 | 72 | 5Y6/3 | 7.3 | 8.29 | 0.12 | 16.5 | 3.94 | 1225.00 | 45.00 | 3.00 |
| | | | C2 | 53-75 | 7 | 6 | 87 | 5Y7/3 | 7.5 | 9.76 | 0.06 | 18.3 | 4.75 | 3427.50 | 641.25 | 26.05 |
| | | | C3 | 75-80 | 11 | 11 | 79 | 2.5Y6/3 | 7.1 | 11.24 | 0.12 | 24.5 | 6.81 | 2951.25 | 461.40 | 22.72 |
| | | | C4 | +80 | 5 | 8 | 87 | 5Y5/4 | 7.1 | 10.07 | 0.02 | 28.5 | 6.22 | 3325.00 | 519.00 | 21.75 |
| P7 | Lowland (Playa) | Gypsic Aquisalids | Ayzg | 0-20 | 24 | 40 | 36 | 10GB 8/1 | 8.4 | 36.37 | 0.42 | 30.00 | 20.72 | 2127.5 | 44.55 | 3.00 |
| | | | Byzg1 | 20-60 | 42.5 | 32.5 | 25 | 10Y 7/1 | 8.4 | 35.68 | 0.26 | 15 | 14.93 | 1377.5 | 27 | 3.22 |
| | | | Byzg2 | 60-73 | 62 | 17 | 21 | 5GY 8/1 | 8.5 | 26.67 | 0.10 | 7.50 | 13.04 | 1680 | 31.05 | 26.65 |
| | | | Bymg | +73 | 67 | 21 | 12 | 10G 8/1 | 8.5 | 26.75 | 0.04 | 1.00 | 21.14 | 1225 | 45 | 25.45 |

جدول ۳- حداکثر مقدار مجاز خاک بر اساس استانداردهای ایران (۸) و اروپا (۲۱) (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

Table 3- Soil threshold level of Cr, Ni and Co according to Iran (8) and Europe Standard (21) ($mgkg^{-1}$)

| عنصر سنگین Heavy metal | استاندارد اتریش Austria standard | استاندارد اتحادیه اروپا The European Union standard | استاندارد آلودگی خاک‌های ایران (۱۳۹۳) برای خاک‌های کشاورزی (pH>۷) Iran Soil Standard for farmlands |
|---|---|---|---|
| کروم Chromium | 100 | 150 | 100 |
| نیکل Nickel | 100 | 75 | 50 |
| کبالت Cobalt | 50 | - | 40 |




شکل ۳-تغییرات میانگین سه عنصر کروم، کبالت و نیکل در خاکرخ‌های مورد مطالعه از بالادست به پایین دست منطقه

Figure 3- Changes in average amount of Chromium, Nickle and Cobalt in studied pedons

هنگامی‌که عناصر منشاء ژنتیکی و زمین‌شناسی مشابه داشته باشند همبستگی بالایی (بیش از ۰/۶) بین مقادیر موجود در خاک دیده می‌شود (۲۸ و ۳۴). در تحقیق حاضر بین سه عنصر کروم، نیکل و کبالت همبستگی مثبت و بالا مشاهده شد (شکل ۴ الف تا ج) که نشان از ورود این عناصر به خاک‌های مورد مطالعه از منابع مشترک مانند هوادیدگی مواد مادری است (۳۸). همبستگی بالا بین مقادیر دو عنصر نیکل و کبالت (شکل ۴ ب) به این دلیل است که این دو عنصر سایدروفیلیک (آهن‌دوست) هستند و عموماً توزیع این دو عنصر در پوسته زمین به همراه یکدیگر است (۱۳).

روند تغییرات فاکتور غنی‌شدگی و شاخص زمین‌انباشتگی در شکل‌های ۵ و ۶ آورده شده است. بر اساس این نتایج، مقادیر شاخص زمین‌انباشتگی در افیولیت‌ها (به ترتیب، ۷/۸، ۷/۸ و ۷/۷ برای نیکل، کروم و کبالت) و مخروط‌افکنه (به ترتیب، ۷/۷، ۷/۳ و ۷/۲ برای نیکل، کروم و کبالت) تقریبا ثابت و در پلایا (به ترتیب، ۳/۹، ۶/۲ و ۴/۸ برای نیکل، کروم و کبالت) کاهش چشم‌گیر نشان داد. شاخص زمین‌انباشتگی برای خاک‌های تپه‌های افیولیتی و مخروط‌افکنه برای هر سه عنصر آلودگی بسیار شدید و برای خاک‌های پلایا آلودگی زیاد تا شدید داشته است (جدول ۲). مقدار فاکتور غنی‌شدگی برای نیکل نیز از تپه‌های افیولیتی (میانگین ۰/۶) به سمت مخروط افکنه (میانگین ۰/۷) تقریبا ثابت و در پلایا (میانگین ۰/۱) کاهش چشم‌گیر داشت اما برای دو عنصر دیگر از افیولیت‌ها (به ترتیب، ۰/۹ و ۰/۶ برای کروم و کبالت) به سمت مخروط‌افکنه (به ترتیب، ۰/۵ و ۰/۵ برای کروم و کبالت) و پلایا (به ترتیب، ۰/۳ و ۰/۱ برای کروم و کبالت) کاهش داشت. کاهش شاخص‌ها در خاک‌های پلایا می‌تواند به دلیل کاهش قدرت فرایندهای انتقال رسوب از افیولیت‌ها به سمت پلایا در اثر کاهش شدت و قدرت فرآیندهای فرسایش و رقیق شدن عنصر آلاینده در طول مسیر رسوبگذاری در زمان تشکیل این واحدها باشد (۲۷، ۳۰ و ۳۸).

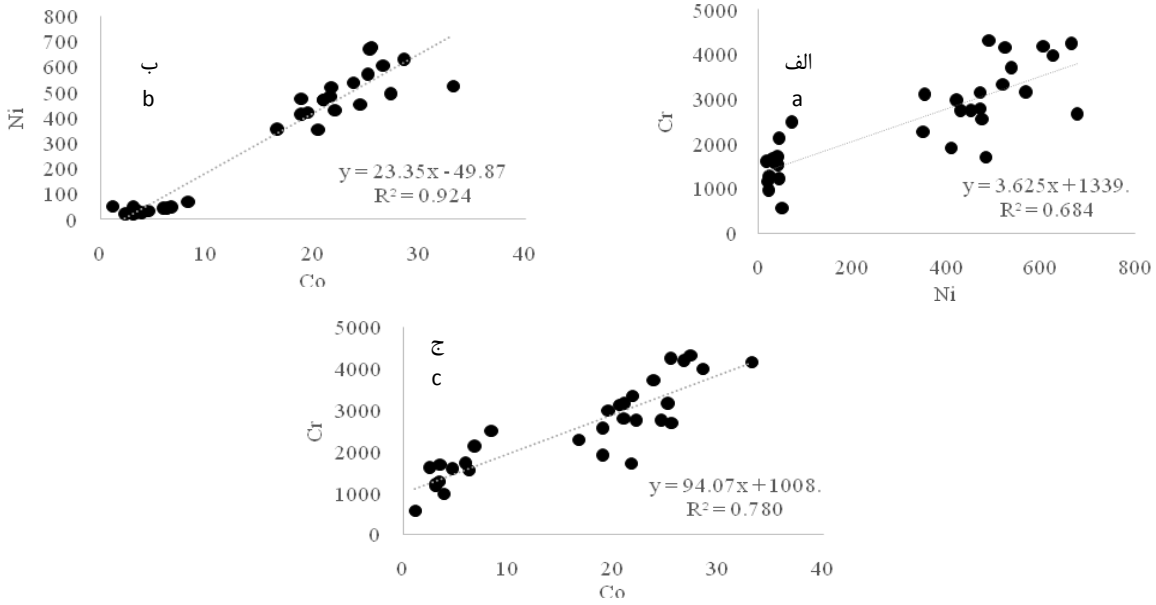
**جدول ٤- همبستگی بین کروم، نیکل و کبالت با ویژگی خاک‌های مورد مطالعه**

**Table 2-Correlationcoefficients between Chromium, nickel and cobalt and studied soil properties**

| | نیکل Ni ($mgKg^{-1}$) | کروم Cr ($mgKg^{-1}$) | کبالت Co ($mgKg^{-1}$) | شن Sand % | سیلت Silt % | رس Clay % | pH | SAR | کربن آلی OC % | هدایت الکتریکی EC($dSm^{-1}$) | کربنات کلسیم معادل CCE% |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| نیکل Ni ($mgKg^{-1}$) | 1 | | | | | | | | | | |
| کروم Cr ($mgKg^{-1}$) | 0.827** | 1 | | | | | | | | | |
| کبالت Co ($mgKg^{-1}$) | 0.961** | 0.884** | 1 | | | | | | | | |
| شن Sand % | -0.460** | -0.353* | -0.433* | 1 | | | | | | | |
| سیلت Silt % | 0.363* | 0.281 | 0.350 | -0.955** | 1 | | | | | | |
| رس Clay % | 0.512** | 0.389* | 0.475** | -0.954** | 0.822** | 1 | | | | | |
| pH | -0.120 | -0.265 | -0.145 | 0.013 | 0.021 | -0.049 | 1 | | | | |
| SAR | 0.522** | 0.265 | 0.446* | -0.768** | 0.659** | 0.808** | 0.054 | 1 | | | |
| کربن آلی OC % | 0.151 | 0.149 | 0.166 | -0.715** | 0.655** | 0.711** | 0.046 | 0.508** | 1 | | |
| هدایت الکتریکی EC ($dSm^{-1}$) | 0.503** | 0.311 | 0.437* | -0.815** | 0.697** | 0.859** | -0.033 | 0.904** | 0.612** | 1 | |
| کربنات کلسیم معادل CCE % | -0.104 | -0.064 | -0.157 | -0.016 | -0.045 | 0.078 | -0.213 | -0.150 | 0.193 | -0.079 | 1 |

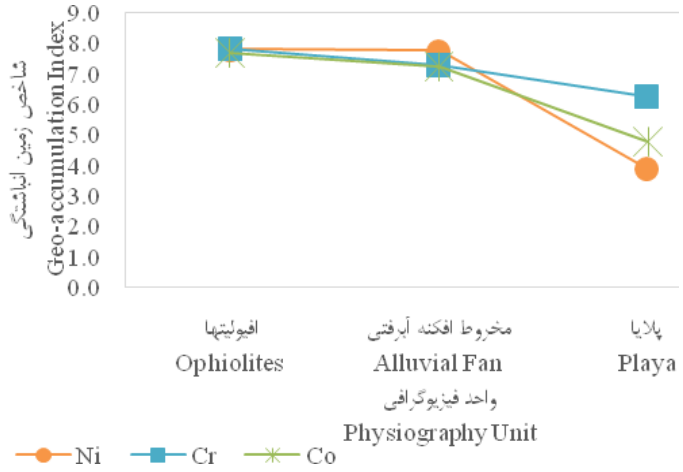
** و * به ترتیب معنی‌دار بودن در سطح ۱ و ۵ درصد است

**and * correlation is significant at 0.01 ($p<0.01$) and 0.05 ($p<0.05$) levels, respectively



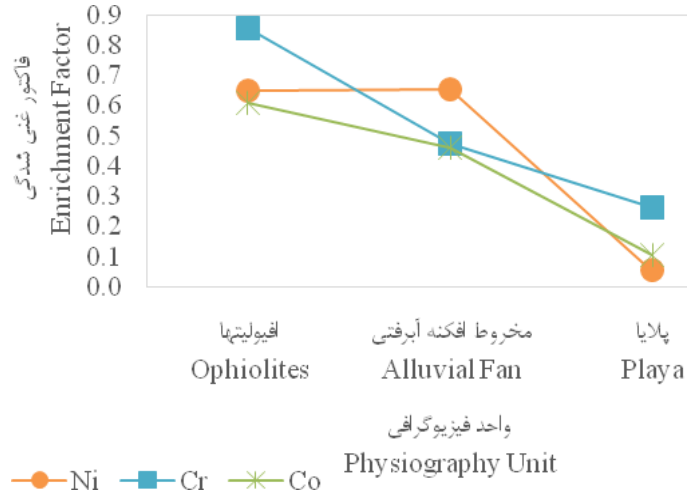

**شکل ٤-همبستگی بین عناصر مورد مطالعه الف) نیکل و کروم، ب) کبالت و نیکل و ج) کبالت و کروم**

**Figure 4- Correlation between studied elements a) Nickel and Chromium, b) Cobalt and Nickel and c) Cobalt and Chromium**




**شکل ۵-تغییرات میانگین شاخص زمین‌انباشتگی برای سه عنصر کروم، کبالت و نیکل در خاکرخ‌های مورد مطالعه**

**Figure 5- Changes in Geo-accumulation Index average for Chromium, Nickle and Cobalt in studied pedons**




**شکل ٦-تغییرات میانگین فاکتور غنی شدگی برای سه عنصر کروم، کبالت و نیکل در خاکرخ‌های مورد مطالعه**

**Figure 6- Changes in Enrichment Factors average for Chromium, Nickle and Cobalt in studied pedons**

محققین (۴ و ۴۰) عقیده دارند اگر مقدار فاکتور غنی‌شدگی یک عنصر کمتر از ۱/۵ باشد به این معنی است که منشاء عنصر از مواد پوسته زمین بوده و وجود آن به دلیل فرایندهای طبیعی اتفاق افتاده است.بنابراین، با توجه به این‌که مقدار فاکتور غنی‌شدگی برای خاک‌های مورد مطالعه کمتر از ۱/۳ بود (شکل ۶) می‌توان نتیجه گرفت منشاء عناصر مورد مطالعه ناشی از مواد مادری افیولیتی است و منطقه از نظر هر سه عنصر کروم، نیکل و کبالت در گروه حداقل غنی‌شدگی (جدول ۱) قرار می‌گیرد. هودا و همکاران (۱۶) و گونلی و رنلا (۱۳) نیز منشاء ورود این عناصر به خاک را مواد مادری و حفر معادن دانسته‌اند.

با در نظر گرفتن نتایج بدست آمده، به نظر می‌رسد روند متفاوتی که برای غلظت عناصر سنگین و شاخص‌های محاسبه شده دیده شد احتمالا به دلیل فرایندهایی است که در زمان تشکیل واحدها و بعد از تشکیل آن‌ها اتفاق افتاده است. به این صورت که احتمالا روند کاهشی شاخص‌های محاسبه شده از بالا دست به سمت پلایا به دلیل تغییر قدرت فرایند فرسایش و رسوب‌گذاری در زمان تشکیل مخروط‌افکنه و روند افزایشی عناصر از سطح به عمق خاک در خاک‌های مخروط‌افکنه پس از تشکیل آن در اثر فعالیت‌های انسانی و نوع کاربری اتفاق افتاده است. بنابراین، بر اساس نتایج می‌توان اظهار کرد مطالعه همزمان شاخص‌ها و غلظت عناصر در خاک‌ها، اطلاعات مفیدتری در ارتباط با فرایندهای تشکیل لندفرم‌ها و تغییرات خاک‌ها در مقایسه با مطالعه غلظت مطلق عناصر در اختیار قرار می‌دهد.

## نتیجه‌گیری کلی

مطالعه انجام شده بر خاک‌های تشکیل شده بر افیولیت‌های نی‌ریز نشان داد در خاک‌های این منطقه، غلظت عناصر کروم و نیکل

بسیار بیشتر از حد آستانه و غلظت کبالت زیر حدآستانه استاندارد ایران و اروپا قرار دارد. مقادیر این عناصر در خاک‌های تشکیل شده بر روی تپه‌های افیولیتی از مناطق دیگر بیشتر و در مخروط افکنه کمتر از افقولیت‌ها و اراضی پست دیگر بود. مقادیر شاخص زمین‌انباشتگی در این خاک‌ها نیز وجود آلودگی در این خاک‌ها را تأیید کرد و مقادیر فاکتور غنی‌شدگی در این خاک‌ها نشان داد که منشاء این عناصر در خاک از منشاء مواد مادری (توده افیولیتی) منطقه است. با توجه به نتایج بدست آمده، مطالعات آتی در زمینه امکان انتقال این عناصر به آب زیرزمینی و درختان میوه در مخروط افکنه قلعه‌بهمن ضروری به‌نظر می‌رسد. نتایج حاکی از آن است که مطالعه همزمان شاخص‌ها و غلظت عناصر، اطلاعات مفیدتری نسبت به مقادیر مطلق عناصر در اختیار قرار می‌دهد. مطالعه نسبت ایزوتوپ‌های پایدار برای عناصر سنگین موجود در خاک‌های منطقه برای درک بهتر فرآیندها نیز پیشنهاد می‌گردد.

## منابع


1. Akbari S. 2014. Soil formation, pedologic processes and nickel and chromium distribution in soil mineral particles along a Catena over Ultra basic parent material, West of Mashhad. Ms. Thesis. Faculty of soil science. Mashhad. Iran. (in Persian)
2. Alavi Tehrani N. 1977. Geology and petrography in the ophiolite range n.w. of Sabzevar (Khorassan/Iran): With special regard to metamorphism and genetic relations in an ophiolite suite (Report / Geological Survey of Iran). Geological Survey of Iran.Tehran. 156 pp.
3. Alloway B. 2013. Heavy metals in soils. Trace metals and metalloids in soil and their bioavailability. Springer, NY. 614 pp.
4. Bibi Noorarlijannah A.M., Lin C.Y., Cleophas F., Mohd Harun A., and Musta B. 2015. Assessment of heavy metals contamination in Mamut river sediments using sediment quality guidelines and geochemical indices. Environmental Monitoring and Assessment, 187: 1-11.
5. Çevik F., Göksu M.Z.L., Derici O.B., and Fındık Ö. 2009. An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam byusing enrichment factor. geoaccumulation index and statistical analyses. Environmental Monitoring and Assessment, 152: 309-317.
6. Davari A., Danehkar A., Khorasani N., and Javanshir A. 2012. Identification of Heavy Metals Contamination at Bushehr Mangroves. Journal of Environmental Science. 3: 27-36. (in Persian with English abstract)
7. Davoudi Z., Rahgoshay M., and Monsef A. 2012. Petrology of gabbroic dikes mantle ophiolite sequence Neyriz. Proceeding of the 31st meeting of Earth Sciences. 2nd and 3rd of December. Tehran. Geological Survey of Iran. (in Persian)
8. Dayani M., and Mohammadi J. 2010. Geostatistical assessment of Pb, Zn and Cd contamination in near-surface soils of the urban-mining transitional region of Isfahan, Iran. Pedosphere, 20: 568-577.
9. Department of environment. 2014. Soil resource quality standards. Department of human environment (soil and water office). 166pp.
10. Fars statistical year book. 2007. Fars management and planning Organization. Office of the president management and planning organization. (in Persian)
11. Gandois L., Probst A., and Dumat C. 2010. Modelling trace metal extractability and solubility in French forest soils by using soil properties. European Journal of Soil Science, 61: 271-286.
12. Gong M., Wu L., Bi X.Y., Ren L.M., Wang L., Ma Z.D., Bi Z.D., and Li Z.G. 2010. Assessing heavy-metal contamination and sources by GIS-based approach and multivariate analysis of urban–rural topsoils in Wuhan, central China. Environmental Geochemistry and Health, 32: 59-72.
13. Gonnelli C., and Renella G. 2013. Chromium and nickel. p 313-333. In B.J. Alloway (ed). Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soil and their bioavailability. 3rd ed. Springer, NY.
14. Hassanshahi H., and Dastoor J. 1995. Reconnaissance soil survey of Neyriz basin (Fars Province). Soil and Water Research Institute. No. 1033 on technical issues. (in Persian)
15. Hernandez L., Probst A., Probst J.L., and Ulrich E. 2003. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. Science of the Total Environment, 312 (1): 195-219.
16. Hooda P.S. 2010. Trace elements in soils. Wiley Online Library. 616 pp.
17. Kaushik A., Kansal A., Kumari S., and Kaushik C. 2009. Heavy metal contamination of river Yamuna, Haryana, India: assessment by metal enrichment factor of the sediments. Journal of Hazardous Materials, 164: 265-270.
18. Kelepertzis E. 2014. Accumulation of heavy metals in agricultural soils of Mediterranean: Insights from Argolida basin, Peloponnese, Greece. Geoderma, 221: 82-90.
19. Khaledi Z., and Mohammadzadeh H . 2012. Evaluation of Cr in ophiolite and groundwater and its potential to contaminate the environment in SE of Birjand. Journal Of Economic Geology, 4: 335-350.

20. Khosro Tehrani Kh. 1998. Geology of Iran. Payam Noor University Press. Iran. (in Persian)
21. Li Z., Feng X. Bi X., Li G., Lin Y., and Sun G. 2014. Probing the distribution andcontamination levels of 10 trace metal/metalloids in soils near a Pb/Zn smelter in Middle China. Environmental Science and Pollution Research, 21: 4149-4162.
22. Ljung K., Selinus O., Otabbong E., and Berglund M. 2006. Metal and arsenic distribution in soilparticle sizes relevant to soil ingestion by children. Applied Geochemistry, 21: 1613-1624.
23. Loska K., Cebula J., Pelczar J., Wiechuła D., and Kwapuliński J. 1997. Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik water reservoir in Poland. Water, Air, and Soil Pollution, 93: 347-365.
24. Maleki A., Amini H., Nazmara S., Zandi S., and Mahvi A.H. 2014. Spatial distribution of heavy metals in soil, water, and vegetablesof farms in Sanandaj, Kurdistan, Iran. Journal of Environmental Health Science and Engineering, 29:136-146.
25. Namaghi H.H., Karami G.H., and Saadat S. 2011. A study on chemical properties of groundwater and soil in ophiolitic rocks in Firuzabad, east of Shahrood, Iran: with emphasis to heavy metal contamination. Environmental monitoring and assessment, 174: 573-583.
26. Nelson R. 1982. Carbonate and gypsum. Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties, 181-197.
27. Paul D., Choudhary B., Gupta T., and Jose M.T. 2015. Spatial distribution and the extent of heavy metal and hexavalent chromium pollution in agricultural soils from Jajmau, India. Environmental Earth Sciences, 73: 3565-3577.
28. Reimann C., and de Caritat P. 2005. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. Science of the Total Environment, 337: 91-107.
29. Shafiee N., Shirani H., and Sfandiarpour I. 2013. Enrichment of arsenic and selenium in the soils around Sarcheshmeh copper mine. Soil Management Journal, 2:1-11. (in Persian with English abstract)
30. Smolders A.J.P., Lock R.A.C., Van der Velde G., Medina Hoyos R.I., and Roelofs J.G.M. 2003. Effectsof Mining Activities on Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, and Macroinvertebrates in Different Reaches of the Pilcomayo River, South America. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 44: 0314-0323.
31. Soil Survey Staff. 2014. Keys to Soil Taxonomy (12th ed.). NRCS, USDA, USA.
32. Sonmez S., Buyuktas D., Okturen F., and Citak S. 2008. Assessment of different soil to water ratios (1: 1, 1: 2.5, 1: 5) in soil salinity studies. Geoderma, 144: 361-369.
33. Sposito G., Lund L., and Chang A. 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.
34. Sutherland R. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. Environmental Geology, 39: 611-627.
35. Swan A.R., and Sandilands M. 1995. Introduction to geological data analysis, International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences and Geomechanics Abstracts, pp. 387A.
36. Tangestani M.H., Jaffari L., Vincent R.K., and Sridhar B.B.M. 2011. Spectral characterization and ASTER-based lithological mapping of an ophiolite complex: A case study from Neyriz ophiolite, SW Iran. Remote Sensing of Environment, 115: 2243–2254
37. Toomanian N., Jalalian A., and Eghbal M.K. 2001. Genesis of gypsum enriched soils in north–west Isfahan, Iran. Geoderma, 99: 199-224.
38. Villarroel L., Miller J., Lechler P., and Germanoski D. 2006. Lead, zinc, and antimony contamination of the Rio Chilco-Rio Tupiza drainage system, Southern Bolivia. Environmental Geology, 51: 283-299.
39. Yalcin M.G., Battaloglu R., and Ilhan S. 2007. Heavy metal sources in Sultan Marsh and its neighborhood, Kayseri, Turkey. Environmental Geology, 53: 399-415.
40. Zhang J., and Liu C. 2002. Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China—weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 54: 1051-1070.
41. Zhu Y.G., Williams P.N., and Meharg A.A. 2008. Exposure to inorganic arsenic from rice: a global health issue? Environmental Pollution, 154: 169-171.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 772-784

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۷۸۴-۷۷۲

# Evaluation of Soils Pollution to Chromium, Nickel and Cobalt as Affected by Ophiolitic Formations in Neyriz Region, Fars Province

**A. Salmanpour[1]*- M.H. Salehi[2]- J. Mohammadi[3]**

Received:27-01-2016
Accepted:05-12-2016

**Introduction:** The heavy metal concentration in agricultural lands, due to the toxicity, persistence and their accumulation in the environment has become a major concern. Ophiolitic formations extend in southern part of central Iran and parallel to folds of the Zagros Mountains, is located in the north of Neyriz town and in the west of Bakhtegan Lake. Rock weathering of these complexes forms sediments and soils with a large amount of Mn, Ni, Cr, Co, Mg and Fe. Laboratory analysis of Neyriz ophiolitic rocks indicates that they are a source of heavy metals as well, and may cause problems for the environment. However, there is no investigation in Neyriz area regarding contamination of the soils. The present study was conducted to assess soils pollution in Ghal-e Bahman area, 20 km from Neyriz which derived from ophiolitic formations of this area.

**Materials and Methods:** The study area located in the Ghal-e Bahman region, eastern part of Bakhtegan Lake. The soils of this region are affected from Neyriz ophiolite. In this region, three physiographic units including a hill, an alluvial fan and a lowland (playa) were separated. In each unit, some pedons were dug and classified according to American Soil Taxonomy. Soil samples were obtained from each genetic horizon and rock samples were also taken from ophiolitic formation. Then, chemical and physical properties were determined. Heavy metals were also extracted by nitric acid and amount of Cr, Ni, Co and Fe were calculated. Enrichment Factor (EF) and Geo-accumulation indices ($I_{geo}$) were also calculated and soils were classified according to their pollution level.

**Results and Discussion:** In general, soils on different landforms had different horizon properties and different classification. They are varied from a shallow, thin layer on hills to relative deep layer on lowland. These soils were classified in three different subgroups according to American Soil Taxonomy. Soils on ophiolitic hills classified as Lithic Torriothents because of a thin surface layer on a weathered bedrock. Soils developed on alluvial fan landform, with several alluvial subsurface horizons with different rock fragments percentage and size, was classified as Typic Torrifluvents; and the soils on lowland (Bakhtegan playa) was Gypsic Aquisalids because of salt and gypsum concentration in all layers and had redox color (chroma of less than 2) affected by high level of groundwater in the soil surface and subsurface layers.

The results showed that the amount of chromium with the average of 2200 $mgkg^{-1}$, was 10 to 40 times higher than the Iran and Europe threshold levels (100 and 150 $mgkg^{-1}$, respectively). The amount of nickel, with the average of 300 $mgkg^{-1}$,were 10 fold higher than the threshold level and cobalt (19 $mgkg^{-1}$) was lower than criteria defined by soils standards of Iran and Europe (40 $mgkg^{-1}$).The amount of studied metals were the highest in ophiolitic hills, and playa soils were in second place in this respect. The amount of metals had a significant decrease in alluvial fan but didn't drop under threshold level. The lowest amount of heavy metals in alluvial fan was probably because of the high percentage of sand, higher permeability and low soil water retention in all horizons. The negative significant correlation between the elements and sand also confirms this hypothesis. In addition, increasing elements at the depth of 70 cm of the soil in alluvial fan showed that land type (orchards) and long period of irrigation may cause leaching heavy metals from topsoil to the soil depth. However, no significance correlation was observed between the elements and soil organic carbon. The correlation coefficients between three elements revealed that all of them had the similar geologic origin and thus their spatial occurrence in soils can be attributed to the weathering of similar parent material.

$I_{geo}$ showed an almost constant trend from ophiolitic hill (7.7-7.8) to alluvial fan (7.2-7.7) and a significant decrease in playa (3.9-6.2) for all metals. The variation of EF for nickel had an almost constant trend from ophiolitic hill (with the average of 0.6) to alluvial fan (with the average of 0.7) and a significant decrease in playa (with the average of 0.1). Also, a decreasing trend was observed from ophiolite hill (0.9 and 0.6 for chromium and cobalt, respectively) to alluvial fan (0.5 for both) and playa (0.3 and 0.1 for chromium and cobalt,

1, 2 and 3- Ph.D. and Professors of Soil Science, College of Agriculture, Shahrekord University
(*-Corresponding Author Email: anahidsalmanpour@yahoo.com)

respectively). A decreasing trend observed for indices can be due to the reduction of sediment transport processes and dilution effect of elements from hill to playa during the deposition and their formation .It seems that the EF index and the $I_{geo}$ provide more useful information about hydrologic processes during formation of landform and development of soils than absolute values of heavy metals.

**Conclusions**: The present study showed that the amounts of chromium and nickel were higher than the threshold in studied soil. The soils derived from ophiolitic formation showed the highest values and the soils over alluvial fans had the lowest levels of heavy metals. Useful information was obtained from EF index and $I_{geo}$ about the prominent geomorphic processes during landforms formation

Future studies should be focused on possible transfer of these elements into the groundwater and also trees of the orchards in Ghal-e Bahman region.

**Keywords:** Enrichment Factor (EF), Geo-accumulation index ($I_{geo}$), Heavy metals, Neyriz ophiolitic formations, Pollution

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۱۰-۷۹۷

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 797-810

# پی‌ریزی توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای در برآورد فرسایش‌پذیری خاک در گستره VIS-NIR-SWIR

یاسر استواری[۱] – شجاع قربانی‌دشتکی[۲*] – حسینعلی بهرامی[۳] – مهدی نادری[۴] – مژگان عباسی[۵]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۱/۰۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۹/۲۹

## چکیده

استفاده از انعکاس طیفی خاک در دامنه ۳۵۰ تا ۲۵۰۰ نانومتر و توابع طیفی حاصل از آن به عنوان روشی سریع، کم‌مخرب و تاحدی کم‌هزینه در برآورد ویژگی‌های دیریافت خاک مرسوم شده است، ولیکن تاکنون از این روش در برآورد فرسایش‌پذیری استفاده نشده است. لذا هدف از این مطالعه، پی‌ریزی توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای خاک و مقایسه آن با توابع انتقالی خاک و رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۱۹۷۸) در برآورد فرسایش‌پذیری است. برای این منظور فرسایش‌پذیری با استفاده از ۴۰ کرت استاندارد در بالادست سد سیوند و با استفاده از باران طبیعی و منحنی‌های بازتاب طیفی با استفاده از دستگاه اسپکترومتر زمینی و در شرایط نور طبیعی اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد میانگین فرسایش‌پذیری اندازه‌گیری شده (۰/۰۱۴t h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$) حدود ۲/۱۸ برابر کمتر از میانگین فرسایش‌پذیری برآورد شده حاصل از رابطه‌ی ویشمایر و اسیمت (۰/۰۳۰ $mm^{-1}$t h $MJ^{-1}$) بود. بر خلاف رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت که در آن کربنات کلسیم معادل در نظر گرفته نشده است، در تابع انتقالی پی‌ریزی شده این ویژگی به عنوان متغیر موثر وارد مدل شد. با بررسی همبستگی بین فرسایش‌پذیری و بازتاب‌های طیفی، طیف‌های مرئی (۵۳۲، ۶۲۲)، مادون قرمز کوتاه (۱۴۴۲۲۲۲۷، ۲۳۲۷ و ۲۳۴۳ نانومتر) جهت پی‌ریزی توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای انتخاب شدند. بر اساس آماره‌های ارزیابی $R^2$ ، RMSE و ME، توابع انتقالی خاک کارآیی بالاتری نسبت به توابع انتقالی طیفی و رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت در برآورد فرسایش‌پذیری داشت. تابع انتقالی طیفی نقطه‌ای با داشتن مقداری اریبی در تخمین‌ها کارآیی بالاتری نسبت به رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت در برآورد فرسایش‌پذیری داشت.

**واژه‌های کلیدی:** انعکاس طیفی، سد سیوند، رادیواسپکترومتر، فرسایندگی باران، USLE

## مقدمه

فرسایش خاک و پیامدهای ناشی از آن با تشدید بهره‌برداری انسان از طبیعت در قرن اخیر، اثرات منفی خود را بر اکوسیستم وارد نموده است (۱۳). در بیشتر حوضه‌های آبخیز کشور آمار و اطلاعات کافی در زمینه فرسایش وجود ندارد، لذا جهت کمی‌سازی و برآورد مقدار فرسایش خاک می‌بایست از مدل‌های ارائه شده برآورد فرسایش خاک استفاد کرد. مدل USLE به سبب داشتن محاسبات ساده پرکاربردترین روش تخمین پتانسیل فرسایش خاک بوده است (۱۱ و ۱۳). فرسایش‌پذیری خاک (Soil Erodibility) یکی از فاکتورهای مهم در مدل‌های خانواده USLE بوده که میزان حساسیت خاک به جدا شدن و انتقال توسط عوامل فرسایش دهنده (قطره‌های باران و رواناب) را بیان می‌کند (۷). این عامل نسبت فرسایش خاک (A) به ازای واحد شاخص فرسایندگی باران (R) است که در کرت استاندارد اندازه‌گیری می‌شود:

$$K = \frac{A}{R} \qquad (۱)$$

در واحد متریک A بر حسب $t\ ha^{-1}\ y^{-1}$ ، R بر حسب MJ mm $ha^{-1}\ h^{-1}\ y^{-1}$ و K برحسب $mm^{-1}\ t\ ha\ MJ^{-1}$است (۱۱ و ۱۳)

فرسایش‌پذیری را می‌توان به روش‌های مختلفی اندازه‌گیری کرد مانند تونل‌های بادی آزمایشگاهی، دستگاه شبیه‌ساز باران و بهترین روش که اندازه‌گیری فرسایش‌پذیری در طبیعت و با استفاده از باران‌های طبیعی است. با این حال اندازه‌گیری این عامل در طبیعت و بخصوص در مقیاس‌های بزرگ بسیار دشوار، وقت‌گیر و هزینه‌بر است، لذا محققین همواره به دنبال یافتن و ارائه روابطی جهت برآورد این پارامتر با استفاده از ویژگی‌ها قابل اندازه‌گیری و زودیافت خاک به کمک توابع انتقالی خاک (Pedotransfer Function: PTFs) بوده و هستند. یکی از معروفترین و پرکاربردترین توابع ارائه شده در برآورد

۱، ۲ و ۴ – به ترتیب فارغ التحصیل دکتری، استاد و دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
(*– نویسنده مسئول: Email: ghorbani-sh@agr.sku.ac.ir)
۳– دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ترتیبت مدرس
۵– استادیار گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.52932

فرسایش‌پذیری خاک رابطه ویشمایر و اسمیت (۲۴) است:

$$K = 2.1 \times \left((100 - C) \times (fS + Si)\right)^{1.14} \times 10 \quad (۲)$$

که در این معادله OM درصد ماده‌آلی (درصد)، S کلاس ساختمان خاک، P کلاس نفوذپذیری پرفیل خاک ($cm^{-1}$)، C درصد رس خاک، fS درصد شن ریز خاک و Si درصد سیلت خاک است.

باید در نظر داشت که توابع انتقالی همیشه موفق عمل نمی‌کنند زیرا که این توابع از داده‌های منطقه‌ی خاصی استخراج شده‌اند و احتمالاً در همان محدوده‌ی جغرافیایی مفید خواهند بود (۶ و ۱۲). همچنین در حوضه‌هایی با مساحت‌های زیاد به دلیل حجم بالای نمونه‌برداری جهت اندازه‌گیری ویژگی‌های زودیافت خاک به‌ویژه در مطالعات و طرح‌های حفاظت خاک استفاده از توابع انتقالی زمان‌بر و پرهزینه خواهد بود. لذا به منظور غلبه بر مشکلات ذکر شده توابع انتقالی خاک، امروزه استفاده از انعکاس باندهای طیفی خاک در محدوده مرئی، مادون قرمز نزدیک و میانی (۳۵۰ تا ۲۵۰۰ نانومتر) جهت برآورد برخی از ویژگی‌های خاک مرسوم شده است.بر این اساس، مشابه با توابع انتقالی خاک می‌توان از انعکاس طیفی خاک برای تخمین فرسایش‌پذیری خاک استفاده و توابع جدیدی تحت عنوان توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای (PSTFs:Point SpectroTransfer Functions) پی‌ریزی نمود. اینگونه بنظر می‌رسد که استفاده از طیف سنجی بتواند بسیاری از محدودیت‌های توابع انتقالی خاک را مرتفع نماید. زیرا در رویکرد طیفی، متغیرهای ورودی در توسعه توابع تنها داده‌های طیفی خاک هستند که برخلاف ویژگی‌های زود یافت خاک، منحصراً با یک روش استاندارد اندازه‌گیری می‌شوند (۴).

اگرچه در دو دهه اخیر طیف سنجی در برآورد ویژگی‌های خاک استفاده شده است ولی تاکنون مطالعه مدونی در خصوص برآورد فرسایش‌پذیری با استفاده از این تکنیک صورت نگرفته است. تین و همکاران (۱۸) ارتباط بین ویژگی‌های هیدرولیکی خاک و انعکاس طیفی در ناحیه مادون قرمز نزدیک (NIR) را با استفاده از توابع انتقالی طیفی خاک بررسی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که توابع انتقالی طیفی خاک کارآیی بالای در برآورد رطوبت خاک دارد. گومز و همکاران (۷) میزان کربن آلی خاک (SOC) منطقه نارابری استرالیا را با طیف‌سنجی در محدوده مرئی-مادون قرمز نزدیک (VIS-NIR) و روش حداقل مربعات جزئی (PLS: Partial Least Squares) تخمین زدند. نتایج دقت بالای روش طیف‌سنجی در برآورد SOC را نشان داد. وندرام و همکاران (۲۱) پتانسیل طیفی در محدوده NIR را برای تخمین برخی از ویژگی‌ها خاک منطقه کرادو برزیل ارزیابی و گزارش کردند که طیف‌سنجی برای ویژگی‌های اصلی ترکیبات خاک (مواد آلی و رس) دقت قابل قبولی دارد. اسمید و همکاران (۱۵) با استفاده از رادیواسپکترومتر زمینی و انعکاس طیفی در ناحیه مادون قرمز نزدیک (NIR) به تعیین مقدار فرسایش خاک حوضه تاگوس اسپانیا اقدام کردند. در این پژوهش میزان فرسایش خاک بر اساس تفاوت ویژگی‌ها طیفی تعیین شد. بدین‌گونه که با تغییر در ویژگی‌ها فیزیکی و شیمیایی و مورفولوژیکی خاک، انعکاس طیفی و درجه درخشندگی خاک نیز تغییر می‌کند. لذا با تجزیه و تحلیل میزان انعکاس طیفی خاک میزان فرسایش خاک تعیین شد.

می‌توان بیان داشت که استفاده از روش طیف سنجی در برآورد ویژگی‌های خاک بسیار مفید و کاربردی است. زیرا که طیف سنجی روشی غیر مخرب، سریع و کم هزینه است و برخلاف روش‌های آزمایشگاهی به دلیل عدم استفاده از مواد شیمیایی خطری برای محیط زیست ندارد. هچنین در طیف سنجی اندازه‌گیری طیفی ثابت بوده و همگان از یک روش ثابت در ثبت انعکاس های طیفی استفاده می‌کنند. بعلاوه اندازه‌گیری طیفی را به دلیل سهولت و نداشتن هزینه بارها و بارها تکرار کرد تا از صحت اندازه‌گیری مطمئن شد. لذا در این پژوهش سعی شد تا کارآیی طیف سنجی در برآورد فرسایش‌پذیری خاک ارزیابی شود. حوضه آبخیز سیمکان از مناطق مهم کشاورزی استان فارس تلقی می‌گردد. بنابراین برآورد میزان حساسیت خاک به فرسایش و یا همان فرسایش‌پذیری در این منطقه بسیار مهم و حائز اهمیت خواهد بود. از آنجائیکه تاکنون کارآیی معادله ویشمایر و اسمیت (۲۴) در منطقه مورد مطالعه مورد آزمون قرار نگرفته و نیز هیچگونه توابع انتقالی و طیفی نقطه‌ای در برآورد فرسایش‌پذیری پی‌ریزی نشده است، لذا این پژوهش با هدف تخمین فرسایش‌پذیری خاک به روش‌های (۱) پی‌ریزی توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای (PSTFs) در برآورد فرسایش‌پذیری با کاربرد مستقیم داده‌های طیفی؛ (۲) پی‌ریزی توابع انتقالی خاک (PTFs) با استفاده از برخی ویژگی‌های زودیافت خاک؛ و (۳) استفاده از معادله ویشمایر و اسمیت (۲۴) انجام شد.

## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه به وسعت ۳۵۰ کیلومتر مربع بین ″۳۹ ′۵۶ °۵۲ تا ″۴۸ ′۳۹ °۵۳ طول شرقی و ″ ۱۷ ′ ۰۸ °۳۰ تا ″ ۳۴ ′ ۳۳ °۳۰ عرض شمالی در استان فارس، شهرستان پاسارگاد و در بالا دست سد سیوند واقع است (شکل ۱). متوسط دمای سالانه ۱۱/۸ درجه سانتی‌گراد ، متوسط بارندگی سالانه ۳۰۸/۶ میلیمتر و متوسط تبخیر و تعرق سالانه به روش پنمن مانتیث ۱۱۹۰/۴ میلیمتر برآورد شده است.

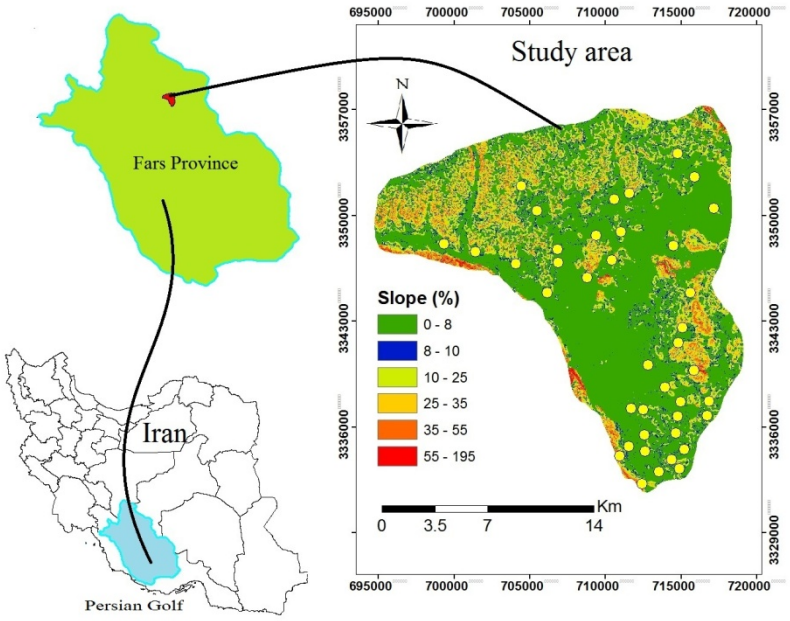
### اندازه‌گیری فرسایش‌پذیری خاک

فرسایش‌پذیری خاک به طور مستقیم از تقسیم مقدار هدر رفت خاک به مقدار شاخص فرسایندگی باران در ۴۰ کرت محاسبه شد. فرسایندگی باران (Soil Erosivity) از رابطه‌ی اصلاح شده فورنیه توسعه یافته توسط آرنولدوس (۳) محاسبه گردید (معادلات ۳ و ۴):

$$MFI = \sum_{i=1}^{12} \frac{p_i^2}{p} \quad (۳)$$

$$R = 0.264 MFI^{1.50} \quad (۴)$$

که در معادلات ۳ و۴ MFI شاخص اصلاح شده فورنیه، R شاخص فرسایندگی باران (MJ mm $ha^{-1}$ $h^{-1}$ $ya^{-1}$)، $p_i$ بارندگی ماهانه (mm) و p بارندگی سالانه (mm) است. در مطالعه حاضر از داده‌های بارش ۸ ساله (۱۳۸۵ تا ۱۳۹۳) ایستگاه باران‌سنجی مادر سلیمان که در مرکز منطقه مورد مطالعه قرار دارد جهت محاسبه شاخص فرسایندگی باران استفاده شد.



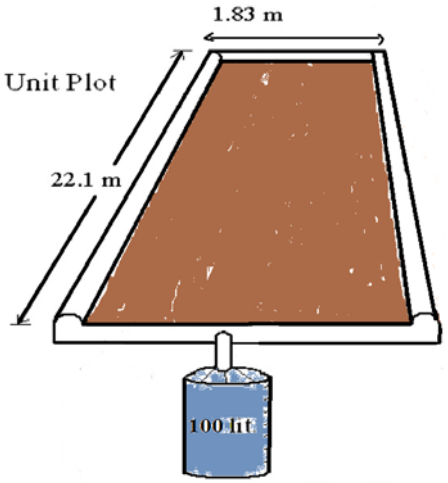

**شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در استان فارس و ایران. دایره‌ای زرد کرت‌های ایجاد شده در شیب ۸ – ۱۰درصد**

**Figure 1- Location of study area in Fras Province and Iran. The yellow points are the location of standard plots in 8-10% slopes.**

با استفاده از مدل رقومی ارتفاع (Digital Elevation Model (DEM: نقشه شیب منطقه استخراج شد. سپس ۴۰ نقطه قابل دسترس و با پراکنش خوب در شیب‌های ۸–۱۰درصد برای احداث کرت‌ها انتخاب شد (شکل ۱). در این مطالعه کرت‌های استاندارد با پشته‌های خاکی با ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر و لایه‌ای نایلونی در میان پشته‌ها ایجاد گردید. جهت جلوگیری از ورود رواناب از بالادست و خروج رواناب از درون کرت، بالا و پائین کرت‌ها با ورقه‌های گالوانیزه با پهنای ۳۰ سانتی‌متر به گونه‌ای که ۱۰ سانتی‌متر آن در خاک فرو رود محصور شد (۲۰). سیستم جمع‌کننده رواناب شامل لوله انتقال رسوب و تانکر ۱۰۰ لیتری در انتهای هر کرت نصب گردید. جهت جلوگیری از رویش علف‌های هرز در کرت‌ها در طول سال از علف‌کش استفاده شد (۲۰). شکل ۲ کرت استاندارد و سیستم جمع کننده رسوب را نشان می‌دهد (۲۰).

از هر کرت تعداد ۳ نمونه خاک سطحی از ۲ عمق ۵–۰ و ۲۵–۵ سانتی‌متری برداشت و پس از مخلوط کردن یک نمونه مرکب ایجاد و در هر نمونه ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی به شرح زیر اندازه‌گیری شد: بافت خاک به روش هیدرومتری (۲۰)، واکنش نمونه‌های خاک به وسیلهpH متر در گل اشباع با نسبت ۵ به ۱، قابلیت هدایت الکتریکی به وسیله هدایت سنج در گل اشباع با نسبت ۵ به ۱، کربنات کلسیم معادل خاک به روش تیتراسیون برگشتی با اسید کلریدریک ۲ نرمال (۲۰) و درصدکربن آلی خاک به روش اکسایش‌تر (۲۳) تعیین شد. میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (MWD) در حالت مرطوب با الک‌هایی در اندازه قطرهای مختلف تعیین گردید (۲۰). نفوذپذیری خاک بر اساس سرعت نهایی نفوذ آب با استفاده از روش استوانه دوگانه در هر کرت با ۳ تکرار در فصل خشک سال (جهت کاهش اثر رطوبت پیشین بر سرعت نفوذ) اندازه‌گیری شد (۲۰). پس از رخدادهای

بارندگی منجر به ایجاد رواناب، یک نمونه ۱/۵ لیتری از رواناب موجود در تانکر نصب شده در انتهای کرت (پس از بهم زدن کافی) گرفته و پس از گذراندن از صافی مقدار رسوب موجود در نمونه توزین شد. در نهایت مقدار رسوب هر نمونه بر اساس مقدار رواناب جمع شده در تانکر به کل کرت نسبت داده شد.




**شکل ۲- یک الگویی از کرت‌های استاندارد و سیستم جمع‌کننده رسوب (۲۰)**

**Figure.2 A sample design of standard plots and deposit collecting system (20)**

### طیف سنجی

بازتاب طیفی نمونه‌های خاک در دامنه مرئی، مادون قرمز نزدیک و مادون قرمز کوتاه (۳۵۰-۲۵۰۰ نانومتر) با استفاده از دستگاه اسپکترورادیومتر (FieldSpec®3, ASD, FR, USA) اندازه‌گیری شد. دستگاه شامل دستگاه طیف‌سنجی به ابعاد ۱۳×۲۹×۳۵ سانتی‌متر، حسگر فیبر نوری با میدان دید ۲۵ درجه، یک نوت‌بوک که برای نمایش و ذخیره داده‌های طیفی به همراه نرم‌افزار ویژه پردازش داده-های طیفی و صفحه سفید مبنا از جنس تفلون به شکل لوح صفحه فشرده که برای کالیبراسیون دستگاه است (۴). برای این منظور، نمونه‌های خاک هوا خشک شده از الک ۲ میلیمتری عبور و منحنی-های طیفی در دامنه فوق در محیط در شرایط نور طبیعی (خورشید) اندازه‌گیری شدند. جهت جلوگیری از انعکاس دیگر پدیده‌ها بر روی انعکاس‌های خاک، ۵۰ گرم از نمونه خاک خشک-الک شده در ظرف شیشه‌ای دایره‌ای به قطر ۱۰ سانتی‌متر ریخته شد و ظرف شیشه‌ای بر روی پارچه‌ای سیاه قرار در زیر تفنگ اندازه‌گیری طیفی قرار گرفت. اندازه‌گیری‌های طیفی به کمک پیستول مجهز به لنز ۸ درجه که میدان دیدی به قطر ۴/۲ سانتی‌متر بر روی نمونه خاک ایجاد می‌کند، انجام شد. همچنین به منظور ثبت اندازه‌گیری‌ها به صورت مقدار بازتابش و حذف آشفتگی‌های طیفی، به ازای هر سه نمونه خاک یک قرائت نیز از صفحه سفید استاندارد (بازتاب ۱۰۰درصد) مشابه با شرایط اندازه‌گیری نمونه‌های خاک انجام شد (۴).

بر اساس پیشنهاد بابائیان و همکاران (۴)، برای هر نمونه خاک ۲۰ تکرار در نظر گرفته شد و میانگین آن‌ها برای مراحل بعد در نظر گرفته شد. داده‌های طیفی با استفاده از نرم افزار ViewSpec به صورت منحنی بازتاب‌های طیفی استخراج گردید. نمودارهای طیفی خاک‌های مورد مطالعه در طول موج‌های بین ۱۳۵۰-۱۳۷۰ نانومتر و۱۸۲۰تا ۱۸۹۰ نانومتر دارای آشفتگی شدید بودند. ازآنجائیکه طیف سنجی در محیط بازصورت پذیرفت این آشفتگی‌ها به میزان رطوبت موجود در هوا نسبت داده شد (۴) و این بخش‌ها از منحنی‌های طیفی حذف گردیدند. با استفاده از نرم‌افزار Unschambler 10.3 انواع روش‌های پیش‌پردازشی روی داده‌های طیفی انجام شد (۴). روش‌های محتلف پیش‌پردازش بر روی داده‌های طیفی انجام شد و بر اساس روش اعتبارسنجی متقابل و دقت نتایج، از منحنی‌ها حذف پیوستار و فیلتر Savitzky-Golay به صورت تابع چند جمله ای درجه دوم استفاده شد.

### همبستگی بین متغیرها و پی‌ریزی توابع انتقالی و طیفی نقطه‌ای

قبل از پی‌ریزی توابع انتقالی، پس از تجزیه و تحلیل‌های آماری نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگرف-اسمیرنف بررسی شد. متغیرهایی که دارای توزیع غیر نرمال بودند به کمک تبدیل مناسب نرمال شدند. برای جلوگیری از هم‌راستایی چندگانه به دلیل همبستگی بین باندهای طیفی با یکدیگر و نیز همبستگی بین ویژگی‌های خاک با یکدیگر از روش رگرسیون چندگانه گام به گام به جلو استفاده شد. جهت بررسی هم‌راستایی از آزمون تورم واریانس

(Variance inflation index) استفاده شد.

در این پژوهش داده‌ها به صورت تصادفی به دو بخش ۳۰ تایی (داده‌های صحت‌سنجی) و ۱۰ تایی (اعتبارسنجی) تقسیم گردیدند. به طور کلی سه سناریو متفاوت برای برآورد فرسایش‌پذیری مورد بررسی قرار گرفت. در سناریو اول، ارتباط بین فرسایش‌پذیری با مقادیر بازتاب‌های طیفی در طول موج‌های مختلف با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون بررسی و طول موج‌های معنی‌دار و با بالاترین ضریب همبستگی به عنوان متغیرهای ورودی جهت پی‌ریزی توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای در نظر گرفته شدند. سناریو دوم، با در نظر داشتن ماتریس همبستگی بین ویژگی‌های زودیافت خاک و فرسایش‌پذیری توابع انتقالی خاک پی‌ریزی شدند. در سناریو سوم با استفاده از رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) فرسایش‌پذیری برآورد و با مقادیر حاصل از توابع انتقالی خاک و توابع طیفی نقطه‌ای مقایسه گردیدند. تجزیه و تحلیل‌های آماری شامل مقایسه میانگین، همبستگی داده‌ها و ایجاد توابع انتقالی طیفی و نقطه‌ای با استفاده از نرم‌افزار Statistica 8.0 (۱۶) انجام شد.

### ارزیابی و کارآیی مدل‌ها

جهت ارزیابی کارآیی مدل‌ها و روش‌های مختلف در برآورد فاکتور فرسایش‌پذیری از معیارهای $R^2$ ضریب تعیین (Coefficient of Determination)، میانگین خطا (Mean error: ME)، میانگین مربعات خطا (Root mean square error: RMSE) استفاده شد (۱).

$$R^2 = \frac{\left[\sum_{i=1}^{n}\left(O_i - \overline{O_i}\right)\left(P_i - \overline{P_i}\right)\right]^2}{\sum_{i=1}^{n}\left(O_i - \overline{O_i}\right)^2 \sum_{i=1}^{n}\left(P_i - \overline{P_i}\right)^2} \quad (۵)$$

$$ME = \sum\left(\frac{\left(P_i - O_i\right)}{n}\right) \quad (۶)$$

$$RMSE = \sqrt{\left(\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(P_i - O_i\right)^2}{n}\right)} \quad (۷)$$

که در این معادلات Pi و Oi به ترتیب مقایدر برآورد شده و اندازه‌گیری شده پارامتر و n تعداد داده‌ها است. آماره RMSE بیانگر مقدار خطا است (۱).

## نتایج و بحث

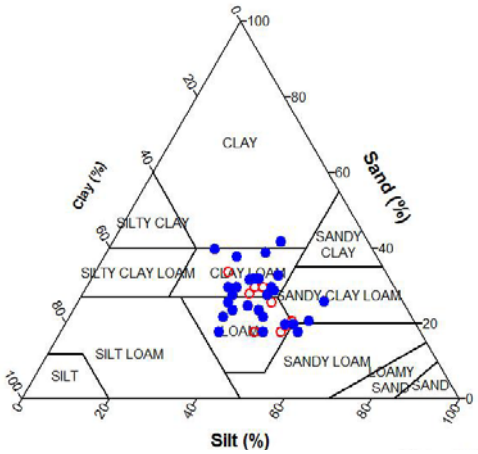
شکل۳ توزیع اندازه ذرات نمونه‌های خاک را در مثلث بافت خاک در مجموعه داده صحت سنجی و اعتبارسنجی نشان می‌دهد. نمونه‌های خاک در دو مجموعه داده در سه کلاس لوم، لوم رسی و لوم رسی شنی قرار دارند. جدول ۱ خلاصه آماری مقدار فرسایش‌پذیری اندازه‌گیری شده و برآورد شده با استفاده از رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) و ویژگی‌ها فیزیکوشیمیایی خاک‌های منطقه مورد مطالعه را در دو مجموعه داده اعتبارسنجی و صحت سنجی نشان می‌دهد. خاک‌های منطقه مورد مطالعه در سه گروه اریدی سول، گروه انتی‌سول و اینسپتی‌سول بودند.

به طور کلی میانگین ویژگی‌های زودیافت و نیز مقادیر اندازه‌گیری شده و برآورد شده فرسایش‌پذیری در مجموعه داده اعتبارسنجی و صحت سنجی تفاوت معنی‌داری با یکدیگر ندارند ($p>0/05$). محتوای رس با میانگین ۲۷/۳درصد از ۱۷/۹ تا ۴۱/۹درصد متغیر بود. درصد شن از ۲۴/۱ تا ۵۶/۰درصد و با میانگین ۴۰/۴درصد متغیر بود. خاک‌های منطقه دارای مقدار متوسط ماده‌آلی ۳/۱۳درصد بودند. نفوذپذیری بر اساس مقدار نفوذ نهایی در کلاس‌های ۳ و ۴ قرار داشت (۱۳) و از ۰/۸ تا ۳/۴ سانتی‌متر بر ساعت متغیر بود. اگرچه خاک‌ها دارای مقادیر بالایی آهک (متوسط ۴۵/۲درصد) بودند، با این حال خاکدانه‌ها در کلاس پایداری متوسط قرار داشتند. میانگین فرسایش‌پذیری حاصل از رابطه‌ی ویشمایر اسمیت (۲۴) $t\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ ۰/۰۳۰ و از ۰/۰۱۵ تا $t\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ ۰/۰۴۷ متغیر بود (جدول ۱).

میانگین مقدار شاخص فرسایندگی باران بدست آمده از معادله اصلاح شده فورنیه حاصل از داده‌های بارش ۸ ساله ایستگاه مادر سلیمان $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}ya^{-1}$ ۲۵۵/۷ و از حداقل ۵۶/۹ تا حداکثر $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}ya^{-1}$ ۷۲۳/۰ متغیر بود. کولی و همکاران (۱۱) و ایروم و همکاران (۹) همبستگی بالایی را بین شاخص فورینه اصلاح شده و شاخص فرسایندگی باران گزارش کردند. هیو و همکاران (۸) و الکزاکیس و همکاران (۲) نیز شاخص فورنیه اصلاح شده برای محاسبه فرسایندگی باران استفاده کردند. از آنجائی‌که در منطقه مورد مطالعه تنها یک ایستگاه باران‌سنجی وجود دارد، لذا از مقدار میانگین شاخص فرسایندگی باران جهت محاسبات بعدی استفاده گردید.

در طول دروه یکساله مطالعه حاضر (مهر ۹۳ تا مهر ۹۴) ۸ رخداد بارندگی صورت پذیرفت که تنها ۴ مورد منجر به تولید رواناب و ایجاد رسوب گردید. میانگین مقدار هدر رفت سالانه خاک در کرت‌های استاندارد $t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ۵/۸۵ و از حداقل ۱/۴۳۸ تا $t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ۶/۳۸۲ متغیر بود. لذا با توجه با مقدار هدر رفت خاک و میانگین شاخص فرسایندگی سالانه باران ($MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}ya^{-1}$ ۲۵۵/۷) مقدار فرسایش‌پذیری محاسبه شد. حداقل، حداکثر و میانگین فرسایش‌پذیری اندازه‌گیری شده به ترتیب ۰/۰۰۵، ۰/۰۲۵ و $t\ h\ MJ^{-1}$ ۰/۰۱۴ بود. مقایسه میانگین فرسایش‌پذیری برآورد شده حاصل از رابطه‌ی ویشمایر و اسیمت (۲۴) ($t\ h\ MJ^{-1}$ ۰/۰۳۰) با میانگین مقدار اندازه‌گیری شده ($t\ h\ MJ^{-1}$ ۰/۰۱۴) مبین آن است که مقدار اندازه‌گیری شده فرسایش‌پذیری از ۱/۰۸ تا ۳/۵۷ با میانگین ۲/۱۸ برابر به طور معنی‌داری کوچکتر از مقدار فرسایش‌پذیری برآورد شده است ($p<0/05$). در مطالعه واعظی و همکاران (۱۹) نیز

فرسایش‌پذیری حاصل از رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) از ۴/۴۰ تا ۱۷/۶۴ برابر بزرگتر از مقدار اندازه‌گیری شده این شاخص بود. نتایج نشان داد از آنجائیکه که رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) برای مناطقی با شدت بارندگی $63\ mm\ h^{-1}$ و به صورت مداوم و خاک‌های با آهک فقیر در آمریکا توسعه یافته است، در بیشتر مناطق کشور ما کارآیی خوبی ندارد، زیرا شدت بارندگی بسیار کمتر از $63\ mm\ h^{-1}$ است و مقدار بالای آهک در خاک‌ها باعث خاکدانه‌سازی بهتر و مقاومت خاکدانه‌ها در مقابل فرسایش شده است (۱۳).




**شکل ۳- توزیع کلاس بافت خاک. نقاط توپر داده‌های صحت سنجی و نقاط توخالی داده‌های اعتبارسنجی را نشان می‌دهد**

**Figure.3 – Distrabuation of soil textural classes. Filled and empty circle show calibrating and validating dad sets, respectively**

**جدول ۱- خلاصه ویژگی‌ها فیزیکوشیمیایی خاک. (A) و (B) به ترتیب مجموعه داده صحت سنجی و اعتبارسنجی هستند**

**Table 1- Descriptive statistics of soils physicochemical properties. (A) and (B) are calibrating and validating dad sets, respectively**

| | | میانگین Mean | | حداقل Minimum | | حداکثر Maximum | | انحراف معیار Standard diviation | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | واحد | A | B | A | B | A | B | A | B |
| $CaCO_3$ | (%) | 44.1 | 46.5 | 11.5 | 33.5 | 62.5 | 66.5 | 12.5 | 10.7 |
| MWD | (mm) | 1.50 | 1.6 | 0.8 | 1.13 | 2.54 | 2.35 | 0.57 | 0.45 |
| PE | (cm $h^{-1}$) | 1.95 | 2.41 | 0.85 | 1.8 | 3.40 | 2.9 | 0.5 | 0.36 |
| VFS | (%) | 17.2 | 17.0 | 7.4 | 1.2 | 27.4 | 29.5 | 5.3 | 10.5 |
| OM | (%) | 3.1 | 3.2 | 2.1 | 1.8 | 3.8 | 3.6 | 0.54 | 0.55 |
| Cl | (%) | 27.3 | 24.8 | 17.9 | 17.9 | 41.9 | 33.9 | 6.8 | 5.6 |
| Si | (%) | 32.3 | 32.4 | 18.0 | 19.2 | 46.0 | 38.0 | 6.4 | 3.5 |
| Sa | (%) | 41.4 | 42.8 | 24.1 | 30.1 | 56.0 | 51.1 | 7.6 | 6.6 |
| Measured K | t h $MJ^{-1}$ | 0.014 | 0.015 | 0.006 | 0.011 | 0.025 | 0.020 | 0.004 | 0.003 |
| Estimated K | t h $MJ^{-1}$ | 0.030 | 0.031 | 0.015 | 0.016 | 0.048 | 0.042 | 0.007 | 0.009 |

Sa: ; Si: Silt; Cl: Clay; FS: Fine sand; OM: Organic matter; VFS: Very find sand; PE: Permeability; MWD: Water aggregate stability , CaCO3: Calcium carbonate

جدول ۲ همبستگی بین فرسایش‌پذیری اندازه‌گیری شده با ویژگی‌های زودیافت خاک را نشان می‌دهد. اجزای رس و شن ریز خاک هیچگونه همبستگی با فرسایش‌پذیری خاک نداشتند (جدول ۲). فرسایش‌پذیری بیشترین ضریب همبستگی منفی و معنی‌دار (r=-۰/۷۷) را با نفوذپذیری خاک دارد. یو و همکاران (۲۵) و واعظی و همکاران (۲۰) نیز همبستگی بالا و منفی نفوپذیری با فرسایش‌پذیری را گزارش کردند.

ماده‌آلی با تأثیر مثبت بر خاکدانه‌سازی، مقدار نفوذپذیری خاک افزایش و در نتیجه فرسایش‌پذیری کاهش می‌یابد (همبستگی منفی معنی‌دار بین ماده‌آلی و فرسایش‌پذیری بیانگر این نکته است جدول ۲). سانتز و همکاران (۱۴) و تجادا و گنزالس (۱۷) نیز اثر معنی‌دار ماده‌آلی و ذرات شن در کاهش مقدار فرسایش‌پذیری خاک را گزارش کرده بودند. محتوای کربنات کلسیم معادل با فرسایش‌پذیری همبستگی معنی‌دار منفی دارد (جدول ۲). کربنات کلسیم معادل با

علاوه بر افزایش مقاومت خاک به جدا شدن ذرات توسط قطره باران و رواناب، با داشتن اثر معنی‌دار بر خاک‌دانه سازی مقدار نفوذپذیری را افزایش و به دنبال آن رواناب کاهش می‌یابد. چنانچه گفته شد در توسعه‌ی رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) تنها پنج خصوصیت فیزیکی خاک (اجزای بافت خاک، درصد ماده‌آلی، ساختمان خاک و کلاس نفوذپذیری خاک) در نظر گرفته شده است، درحالی‌که در مطالعه حاضر خصوصیتی مانند محتوای کربنات کلسیم معادل تأثیر بسزا و معنی‌داری بر مقدار فرسایش‌پذیری خاک دارد.

**.جدول ۲ – همبستگی بین فرسایش‌پذیری اندازه‌گیری شده و ویژگی‌های زودیافت خاک**

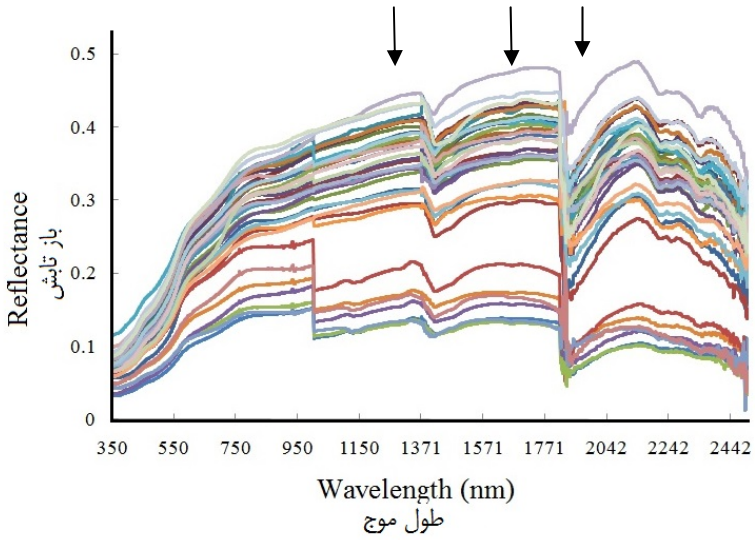
**Table 2 -Correlation matrix between measuted and soil erodibility soil properties**

| | Cl | Si | Sa | OM | $CaCO_3$ | FS | MWD | PE | VFS |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Si | -0.29 | 1.00 | | | | | | | |
| Sa | -0.67*** | -0.52** | 1.00 | | | | | | |
| OM | -0.08 | -0.21 | 0.23 | 1.00 | | | | | |
| $CaCO_3$ | -0. 21 | -0.49* | 0.56** | 0.51** | 1.00 | | | | |
| FS | 0.02 | 0.20 | -0.18 | -0.14 | -0.23 | 1.00 | | | |
| MWD | 0.05 | -0.29 | 0.18 | 0.58** | 0.36* | -0.45** | 1.00 | | |
| PE | -0.18 | -0.42** | 0.49** | 0.54** | 0.51** | -0.24 | 0.37* | 1.00 | |
| VFS | -0.42 | 0.03 | 0.35* | -0.23 | 0.26 | 0.06 | -0.31 | -0.28 | 1.00 |
| K | -0.25 | 0.47** | -0.32* | -0.60*** | -0.52** | 0.30 | -0.58** | -0.77*** | 0.43** |

Sa: Sand; Si: Silt; Cl: Clay; FS: Find sand; OM: Organic matter; VFS: Very find sand; PE: Permeability; MWD: Water aggregate stability ; $CaCO_3$ : Calcium carbonate; ***:Correlation significant at p<0.001; **:Correlation significant at p<0.01; *: Correlation significant at p<0.05

## بازتاب خاک‌ها در بخش مرئی-مادون قرمز طیف اکترومغناطیس

شکل ۴ منحنی‌های بازتاب طیفی خاک‌های مورد مطالعه را نشان می‌دهد. منحنی‌های طیفی دارای یک برآمدگی در طول موج‌های ۶۰۰ تا ۷۰۰ نانومتر و سه مشخصه جذبی مهم در طول موج‌های ۱۴۱۴، ۱۹۱۵ و ۲۲۱۲ نانومتر است (شکل ۴). بررسی‌ها نشان داده است که چنین مشخصه‌های جذبی مربوط به وجود آب آزاد و هیگروسکوپیک (طول موج ۱۴۱۴ نانومتر)، گروه‌های هیدروکسیل موجود در شبکه‌های کانی‌های رس (طول موج ۱۹۱۵ نانومتر) و پیوند گروه‌های عاملی OH با فلزات آهن، آلومنیوم و منیزیم (طول موج‌های ۲۲۱۲ نانومتر) در شبکه‌های کانی‌های رس است (۲۲).



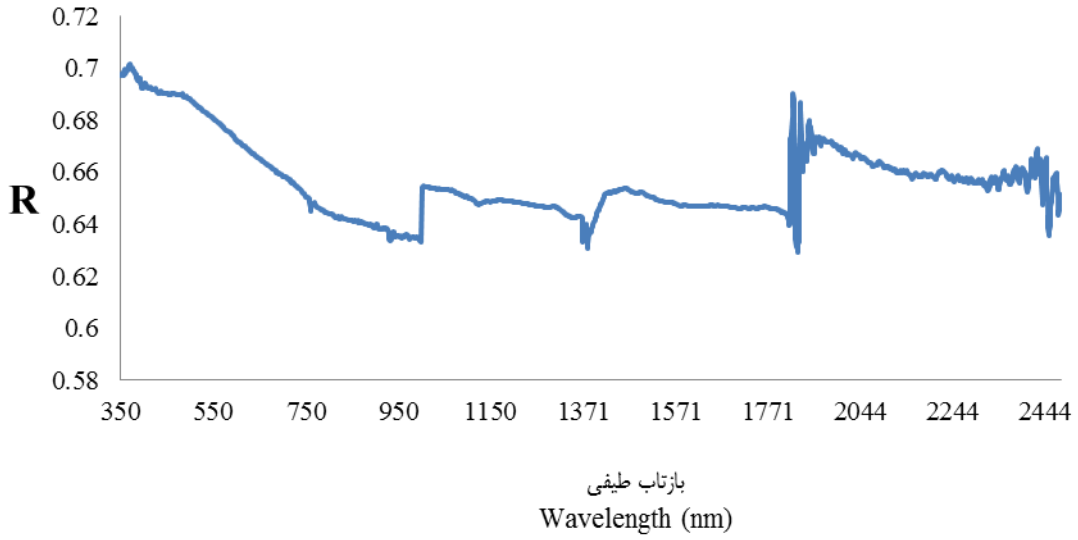

**شکل ٤ – منحنی‌های اصلاح شده طیفی**

**Figure 4- Adjusted soils spectra**

جهت انتخاب طیف‌ها در پی‌ریزی توابع طیفی نقطه‌ای خاک ابتدا همبستگی پیرسون بین همه باندها (۳۵۰ تا ۳۴۵۰ نانومتر) تعیین و طیف‌هایی که دارای بیشترین همبستگی با فرسایش‌پذیری خاک بودند انتخاب شدند. بابائیان و همکاران (۴) نیز جهت پی‌ریزی توابع

انتقالی طیفی نقطه‌ای در برآورد نقاط منحنی رطوبتی با بررسی همبستگی بین این نقاط و همه طیف‌های گستره طیفی، برخی از طیف‌ها را که بیشترین همبستگی با نقاط منحنی رطوبتی خاک داشتند را به عنوان متغیر مستقل در روش گام به گام استفاده کردند. در شکل ۵ رابطه‌ی ضریب همبستگی پیرسون (R) بین مقادیر بازتاب طیفی خاک در هر طول موج از گستره ۳۵۰-۲۵۰۰ نانومتر با مقدار فرسایش‌پذیری اندازه‌گیری شده نشان داده شده است. همانگونه که در شکل مشخص است، همبستگی معنی‌دار بین مقدار فرسایش‌پذیری خاک با بازتاب طیفی در گستره مرئی، مادون قرمز نزدیک و میانی وجود دارد. بالاترین ضریب همبستگی (معنی‌دار در سطح ۵ درصد) با مقدار فرسایش‌پذیری خاک به ازای طول موج‌های گستره مرئی (۵۳۲، ۶۲۲ نانومتر)، مادون قرمز کوتاه (۱۴۴۲، ۲۲۲۷، ۲۳۲۷ و ۲۳۴۳ نانومتر) به دست آمد.

نقاط جذبی دیده شده در طیف حدود ۱۴۰۰ نانومتر و دامنه مرئی به دلیل حضور گروه O-H و H-O-H موجود در ماده‌آلی می‌باشد. بر اساس بابائیان و همکاران (۴) در ناحیه حدود ۱۴۰۰ کرین (ماده آلی ) بیشترین جذب را دارد. با توجه به همبستگی بین ماده‌آلی و فرسایش‌پذیری (جدول۲) و نیز اثر این ویژگی بر فرسایش‌پذیری خاک، همبستگی بین فرسایش‌پذیری و باند ۱۴۴۲ نانومتر قابل توجیه است. می‌توان وجود همبستگی بالای فرسایش‌پذیری با باندهای مادون قرمز کوتاه (۲۲۲۷، ۲۳۲۷ و ۲۳۴۳ نانومتر) را به علت وجود کربنات کلسیم معادل در خاک ارتباط داد (همبستگی معنی‌دار کربنات کلسیم معادل با فرسایش‌پذیری مبین این نکته است، جدول ۲). زیراکه کربنات کلسیم معادل دارای ویژگی‌ها جذبی در دامنه ۲۲۰۰ تا ۲۳۵۰ دارد (۱۰). بر اساس مطالعه خیامیام و همکاران (۱۰) و ویسکارا-راسل و همکاران (۲۲) کربنات کلسیم معادل در طیف ۲۳۳۸ نانومتر بیشترین مقدار جذب را داشت. بر اساس مطالعه کلارک و همکاران (۵) نیز کربنات کلسیم دارای نقاط جذبی مشخص در دامنه ۲۳۰۰-۲۳۵۰ نانومتر است.




**شکل ۵ - ضریب همبستگی پیرسون (R) بین مقادیر بازتاب طیفی خاک با مقدار فرسایش‌پذیری اندازه‌گیری شده.**

**Figure 5- Prison coefficient correlation (R) between reflectancevalues and measured erodibility**

$$K = 0.0245 - 0.0037PE - 0.0018MWD - 7.3\times10^{-5}CaCO_3 + 1.56\times10^{-4}VFS \qquad R^2=0.84, \quad (۸)$$

## برآورد فرسایش‌پذیری خاک

### توابع انتقالی خاک

از میان ویژگی‌ها زودیافت خاک، تنها ضرایب چهار ویژگی نفوذپذیری، پایداری خاکدانه، کربنات کلسیم معادل و شن خیلی ریز در برآورد فرسایش‌پذیری خاک معنی‌دار شد ($p<0.05$). رابطه‌ی پی‌ریزی شده بین فرسایش‌پذیری و ویژگی‌های زودیافت خاک در مجموعه داده‌های صحت سنجی به صورت زیر بدست آمد:

جائیکه VFS شن خیلی ریز (%)، MWD پایداری خاکدانه، $CaCO_3$ کربنات کلسیم معادل (%)، PE نفوذپذیری ($cm\ h^{-1}$) و K فرسایش‌پذیری ($t\ h\ MJ^{-1}$) است. بر اساس تجزیه واریانس، نفوذپذیری خاک مهمترین ویژگی در برآورد فرسایش‌پذیری خاک بود (مقدار پارامتر ضریبی استاندارد شده ($\beta$) برای نفوذپذیری بیشتر از سایر پارامترهای ورودی بود که با توجه به همبستگی بالای فرسایش‌پذیری با نفوذپذیری ($r=-0.77$) قابل توجیه است). در

مطالعه واعظی و همکاران (۲۰) نیز نفوذپذیری مهمترین عامل در برآورد فرسایش‌پذیری بود. در مطالعه حاضر برخلاف مطالعه ویشمایر و اسمیت (۲۴) ماده آلی به عنوان پارامتر ورودی مدل انتخاب نگردید در حالیکه کربنات کلسیم معادل دارای ضریب معنی‌داری شده و در مدل وارد شد که می توان به اهمیت این ویژگی در برآورد فرسایش‌پذیری پی‌برد. در مطالعه واعظی و همکاران (۲۰) نیز از ماده آلی در مدل رگرسیونی خطی استفاده نگردید. در مناطق خشک و نیمه خشک به دلیل بارندگی کم و پوشش ضعیف گیاهی ماده آلی به صورت درصدی ناچیز در خاک وجود دارد و به این دلیل به عنوان پارامتر ورودی مدل معنی‌دار نشد.

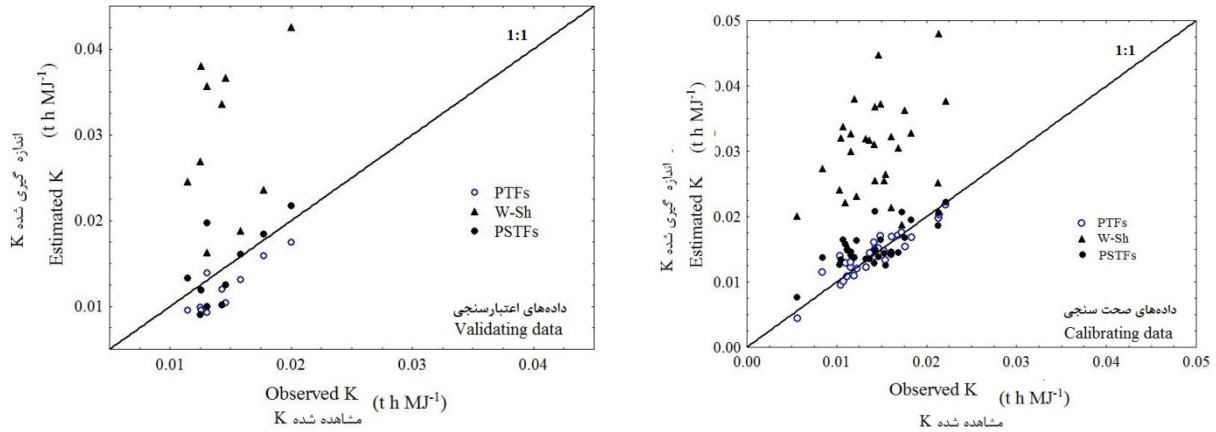
## توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای خاک

جهت پی‌ریزی توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای، طیف‌های انتخاب شده شامل گستره مرئی (۵۳۲، ۶۲۲)، مادون قرمز نزدیک (۸۷۷ نانومتر)، مادون قرمز کوتاه (۱۴۴۲ نانومتر۲۲۲۷، ۲۳۲۷ و ۲۳۴۳ نانومتر) بودند که با استفاده از روش گام به گام ارزیابی شدند. توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای پی‌ریزی شده در برآورد فرسایش‌پذیری با استفاده از بازتاب‌های طیفی به صورت معادله ۸ ارائه شد:

که در این معادله $R_X$ بازتاب طیفی در طول موج مشخص و $K$ مقدار فرسایش‌پذیری خاک است. چنانچه قبلاً گفته شد در این باندها مواد آلی و بخصوص کربنات کلسیم معادل خاک دارای بازتاب قابل تشخیص است. لذا با توجه به همبستگی فرسایش‌پذیری با این دو ویژگی خاک، معنی‌دار شدن این طیف‌ها قابل قبول است با این حال ۴۷ درصد از واریانس توجیه نشده است. شکل ۶ مقادیر اندازه‌گیری شده در برابر برآورد شده فرسایش‌پذیری با استفاده از توابع انتقالی، توابع طیفی نقطه‌ای و رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) در دو مجموعه داده اعتبارسنجی و صحت سنجی را نشان می‌دهد. چنانچه در شکل ۶ می‌توان دید در هر دو مجموعه صحت‌سنجی و اعتبارسنجی توابع انتقالی خاک (PTFs) و توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای خاک (PSTFs) از کارآیی بهتری نسبت به رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت برخوردار هست (پراکندگی نقاط حول خطوط ۱:۱ در هر دو مجموعه داده برای PTFs و PSTFs بیشتر از رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت است). هرچند باید توجه داشت که توابع انتقالی خاک کارآیی بهتری نسبت به توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای دارد. زیراکه به نظر می‌رسد در هر دو مجموعه داده توابع انتقالی طیفی خاک (PSTFs) دارای بیش‌برآوردی ناچیزی در برآورد فرسایش‌پذیری خاک دارد.

رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) در هر دو مجموعه داده صحت‌سنجی و اعتبارسنجی دارای بیش‌برآوردی شدیدی است. در مطالعه واعظی و همکاران (۲۰) نیز بیش‌برآوردی بالای رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) در برآورد فرسایش‌پذیری گزارش شده است. جدول ۳ آماره‌های ارزیابی $R^2$ ، RMSE و MEتوابع انتقالی خاک، توابع انتقالی طیفی خاک و رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) در برآورد فرسایش‌پذیری را نشان می‌دهد.

$$K = 0.0019 - 0.0161R_{532} - 0.0183R_{622} - 0.020R_{1442} 0.0299R_{2227} + 0.0273R_{2327} - 0.0387R_{2343} \qquad R^2=0.53 \quad (۹)$$




**شکل ٦- مقادیر اندازه‌گیری شده در برابر برآورد شده فرسایش‌پذیری با استفاده از توابع انتقالی (PTFs)، توابع طیفی نقطه‌ای (PSTFs) و رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (٢٤) (W-Sh)در دو مجموعه داده اعتبارسنجی و صحت سنجی. دایره توپر توابع انتقالی طیفی خاک، مثلث ویشمایر و اسمیت و دایره توخالی توابع انتقالی خاک**

**Figure 6- Measured K versus estimated K by PTFs and Wishmier and Smith (W-Sh) in both calibrating and validating data sets. Fill circular is PSTFs, Triangle is Wishmaier and Smith and empty circular is PTFs.**

مقدار ضریب تعیین در مجموعه داده‌ی صحت سنجی از ۰/۸۴ برای توابع انتقالی خاک تا ۰/۱۵ برای رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) تغییر دارد. توابع انتقالی طیفی نقطه‌ی با داشتن ضریب تعیین ۰/۵۳ دارای کارآیی قابل قبولی در برآورد فرسایش‌پذیری خاک است. آماره RMSE بیانگر مقدار خطا است، هرچه مقدار RMSE به صفر نزدیک‌تر باشد کارآیی بالاتر مدل را نشان می‌دهد. مقدار آماره‌ی RMSE توابع انتقالی خاک در برآورد فرسایش‌پذیری $t\ h\ MJ^{-1}$ ۰/۰۰۱۴، در توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای $t\ h\ MJ^{-1}$ ۰/۰۰۲۸ و در رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت $t\ h\ MJ^{-1}$ ۰/۰۱۷ بود. آماره ME نشان‌دهنده وجود اریبی است و هر اندازه آماره ME به صفر نزدیک‌تر باشد پیش‌بینی از اریبی کمتری برخوردار است (۱). بر اساس این آماره توابع انتقالی خاک کمترین اریبی ($ME = ۰/۰۰۰۰ t\ h\ MJ^{-1}$) و رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) بیشترین اریبی ($ME = ۰/۰۱۵۱ t\ h\ MJ^{-1}$) را در برآورد فرسایش‌پذیری خاک نشان می‌دهند (جدول۳). با توجه به آماره‌ای ارزیابی در مجموعه داده صحت سنجی توابع انتقالی خاک دارای کارآیی بهتری نسبت به توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای و رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) در برآورد فرسایش‌پذیری خاک دارد.

در داده‌های اعتبارسنجی نیز توابع انتقالی خاک با داشتن آماره‌های ارزیابی $R^2$=۰/۷۸ ، RMSE برابر $t\ h\ MJ^{-1}$ ۰/۰۰۲۷ و برابر $t\ h\ MJ^{-1}$ ۰/۰۰۰۱− ME کارآیی بهتری را نسبت به توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای خاک و رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۱۹۷۸) در برآورد فرسایش‌پذیری خاک نشان داد. همچنین توابع انتقالی طیفی خاک ($R^2$=۰/۴۸ ، $t\ h\ MJ^{-1}$ ۰/۰۰۳۰ = RMSE و $t\ h\ MJ^{-1}$ ۰/۰۰۰۳− =ME ) نیز از کارآیی مطلوب و قابل قبولی در برآورد فرسایش‌پذیری خاک برخوردار بود. رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲۴) در مجموعه داده اعتبارسنجی نیز همانند داده صحت‌سنجی کارآیی خوبی نداشته و کمترین مقدار ضریب تعیین و بیشترین خطا و اریبی (بیش‌برآورد) را داشت. توابع انتقالی طیفی خاک گرچه نسبت به ویشمایر و اسمیت کارآیی بهتری دارد ولی رابطه کاملا اریب است.

**جدول ۳- آماره‌های ارزیابی $R^2$ ، RMSE و MEتوابع انتقالی خاک، توابع انتقالی طیفی خاک و رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۲٤) در برآورد فرسایش‌پذیری**

**Table 4. Statistical indices of $R^2$, RMSE and ME for the PTFs, SPTFs and and Wischmeier-Smith (1978) for predicting K**

| | $R^2$ | RMSE($t\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$) | ME ($t\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$) |
|---|---|---|---|
| | **دادههای صحت سنجی Calibrating data** | | |
| توابع انتقالی خاک (PTFs) Pedotransfer Function | 0.84 | 0.0014 | 0.0000 |
| توابع انتقالی طیفی (PSTFs) SpectroTransfer Functions | 0.53 | 0.0028 | 0.0011 |
| رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت Wishmier and Smith | 0.15 | 0.017 | 0.0153 |
| | دادههای اعتبارسنجیValidating data | | |
| توابع انتقالی خاک (PTFs) Pedotransfer Function | 0.78 | 0.0027 | -0.0001 |
| توابع انتقالی طیفی (PSTFs) SpectroTransfer Functions | 0.48 | 0.0030 | -0.0003 |
| رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت | 0.11 | 0.021 | 0.0193 |

## نتیجه‌گیری کلی

با توجه به اهمیت برآورد فرسایش‌پذیری خاک، هدف از این پژوهش پی‌ریزی توابع انتقالی با استفاده از ویژگی‌های زودیافت خاک و پی‌ریزی توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای با استفاده از بازتاب‌های طیفی در دامنه VIS-NIR بود. نتایج نشان داد میانگین فرسایش‌پذیری برآورد شده حاصل از رابطه‌ی ویشمایر و اسیمت (۲۴) ($t\ h\ MJ^{-1}$ ۰/۰۳۰) به میزان دو برابر بیشتر از میانگین مقدار اندازه‌گیری شده فرسایش‌پذیری ($t\ h\ MJ^{-1}$ ۰/۰۱۴) با استفاده از کرت‌های استاندارد بود. فرسایش‌پذیری بیشترین همبستگی (r =−۰/۷۷) را نفوپذیری خاک داشت درحالیکه اجزای رس و شن ریز خاک هیچگونه همبستگی با فرسایش‌پذیری خاک نشان ندادند. در توابع انتقالی پی‌ریزی شده تنها ضرایب چهار ویژگی نفوذپذیری، پایداری خاکدانه، کربنات کلسیم معادل و شن خیلی ریز معنی‌دار شده و در معادله وارد شد. در این مطالعه همبستگی خوب و معنی‌داری بین مقدار فرسایش‌پذیری خاک با بازتاب طیفی در گستره مرئی، مادون قرمز نزدیک و کوتاه وجود داشت. بر اساس همبستگی بین فرسایش‌پذیری

و بازتاب‌های طیفی، طیف‌های گستره مرئی (۵۳۲، ۶۲۲ نانومتر)، مادون قرمز کوتاه (۱۴۴۲ نانومتر۲۲۲۷، ۲۳۲۷ و ۲۳۴۳ نانومتر) جهت پی‌ریزی توابع انتقالی طیفی‌نقطه‌ای انتخاب شدند. به طور کلی و بر اساس آماره‌های ارزیابی $R^2$ ، RMSE و ME، توابع انتقالی خاک در هر دو مجموعه داده صحت سنجی و اعتبارسنجی از کارآیی بالاتری نسبت به توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای و رابطه‌ی ویشمایر و اسمیت (۱۹۷۸) در برآورد فرسایش‌پذیری برخوردار بود. با توجه به تعداد محدود کرت‌های استاندارد در مطالعه حاضر پیشنهاد می‌شود کارآیی توابع انتقالی طیفی خاک در برآورد فرسایش‌پذیری را با استفاده از تعداد بیشتری داده مورد آزمون قرار گیرد.

## تشکر و قدردانی

بدین وسیله از دانشگاه شهرکرد جهت تأمین منابع مالی این پژوهش کمال تشکر و قدردانی را داریم.

## منابع


1. Abbasi Y., Ghanbarian-Alavijeh B., Liaghat A.M., and Shorafa M. 2011. Evaluation of pedotransfer functions for estimating soil water retention curve of saline and saline-alkali soils of Iran. Pedosphere, 21(2): 230-237.
2. Alexakis D., Diofantos G., and Hadjimitsis A. 2013. Integrated use of remote sensing, GIS and precipitation data for the assessment of soil erosion rate in the catchment area of "Yialias" in Cyprus. Atmospheric Research, 1-13.
3. Arnoldus J.M.J. 1977. Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. Food. Agric. Org., Soils Bull, 34: 39–51.
4. Babaeian E., Homaee M., and Norouzi A.A. 2014. Deriving and validating parametric spectrotransfer functions for estimating soil hydraulic properties in VIS-NIR-SWIR range. Soil and Water resource conservation, 3(3) : 21-36. (in Persian with English abstract)
5. Clark R.N., King T.V.V., Klejwa M., Swayze G.A., and Vergo N. 1990. High spectral resolution reflectance spectros- copy of minerals, Journal of Geophysics Research , 95: 12.
6. Ghorbani-Dashtaki S., Homaee M., and Khodaberdiloo H. 2010. Derivation and validation of pedotransfer functions for estimating soil water retention curve using a variety of Soil data. Soil Use Management, 26: 68–74.
7. Gomez C., Rossel V., and McBratney B. 2008. Soil organic carbon prediction by hyperspectral remote sensing and field vis-NIR spectroscopy: An Australian case study. Geoderma, 146 : 403–411.
8. Hui L., Xiaoling C., Lim C., and Xiaobin C. 2010.Assessment of soil erosion and sediment yield in Liao watershed, Jiangxi Province, China, using USLE, GIS, and RS. Journal of Earth Science, 2(6): 941–953.
9. Irvem A., Topalog˘l.F., and Uygur V. 2007. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. Journal of Hydrology , 336: 30– 37.
10. Khayamim F., Wetterlind J., Khademi H., Robertson J., Canod A., and Stenberg B.2015. Using visible and near infrared spectroscopy to estimate carbonates and gypsum in soils in arid and subhumid regions of Isfahan, Iran. Journal of Near Infrared Spectroscopy, 23: 155–165
11. Kouli M., Soupios P., and Vallianatos F .2009. Soil erosion prediction using the revised universal soil loss equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania, Northwestern Crete, Greece. Environment Geology, 57:483–497.
12. Ostovari Y., Asgari K., Cornelis W., and Beigi-Harchegani H. 2015. Simple methods for estimating field capacity using Mamdani inference system and regression tree. Archives of Agronomy and Soil Science. http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2014.957687.
13. Refahi H. 2005. Water erosion and conservation. Tehran University, 680 pages.
14. 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, 86:355–364.
15. Schmid T., and Palacios-Orueta A. Chabrillat S. BendorE and Plaza A. 2012. Spectral characteristic of land surface composition to determination soil erosion within semiarid rained cultivated areas. IGARSS, 2012: 7082-7084.
16. StatSoft .2007.STATISTICA(data analysis software system). Version 8. www.statsoft.com.
17. Tejada M., and Gonzalez J.L. 2006. The relationships between erodibility and erosion in a soil tratedwith two organic amendments. Soil and Tillage Research, 91: 186–198.
18. Thine C., Shephered K., Walsh M., Coe R. and Okwach G. 2004. Application of GIS and remote sensing in

characterization of soil hydraulic properties for soil physical quality assessment. University of Nairobi, Kenya, pp:1-18.

19. Vaezi A., Bahrami H.A., Sadeghi S.H., and Mahdian M. H. 2010. Spatial variability of soil erodibility factor (K) of the USLE in North West of Iran. Journal of Agricuthre Science Technology, 12: 241-252.
20. Vaezi A.R, Sadeghi S.H.R, Bahrami H.A, and Mahdian M.H. 2008. Modeling the USLE K-factor for calcareous soils in northwestern Iran. Geomorphology, 97 : 414–423.
21. Vendramea P.R.S., March R.L., Brunetc D., and Becquerc T. 2012. The potential of NIR spectroscopy to predict soil texture and mineralogy in Cerrado Latosols. European Journal of Soil Science, 1-11.
22. Visscara-Rossel R., Walvoortb D.J.J., McBratneya A.B., Janikc L.J., and Skjemstadc J.O. 2006. Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. Geoderma, 131 : 59–75.
23. Walky A. and Black I.A. 1934. An examination of Degtgareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid in soil analysis. 1. Experimental. Soil Science Society of America Journal, 79: 459-465.
24. WischmeierW.H., and Smith, D.D .1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. USDA, Agriculture Handbook No. 537, Washington, DC
25. Yu D.S., Shi X. Z., and Weindorf D.C. 2006. Relationship between permeability and erodibility of cultivated Acrisols and Cambisols in subtropical China. Pedosphere 16: 304–311.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 797-810

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۱۰-۷۹۷

# Developing Point Spectro Transfer Functions in Soil Erodibility Prediction in VIS-NIR-SWIR Rang

**Y. Ostovari[1] - Sh. Ghorbani-Dashtaki*[2]- H-A. Bahrami[3]- M. Naderi[4], M. Abbasi[5]**

Received: 27-01-2016
Accepted: 19-12-2016

**Introduction:** Soil erodibility (K factor) is generally considered as soil sensitivity to erosion and is highly affected by different climatic, physical, hydrological, chemical, mineralogical and biological properties. This factor can be directly determined as the mean rate of soil loss from standard plots divided by erosivity factor. Since measuring the erodibility factor in the field especially watershed scale is time-consuming and costly, this factor is commonly estimated by pedotransfer functions (PTFs) using readily available soil properties. Wischmeier and Smith (1978) developed an equation using multiple linear regressions (MLR) to estimate erodibility factor of the USA using some readily available soil properties. This equation has been used to estimate K based on soil properties in many studies. As using PTFs in large sales is limited due to cost and time of collecting samples, recently soil spectroscopy technique has been widely used to predict certain soil properties using Point SpectroTransfer Functions (PSTFs). PSTFs use the correlation between soil spectra in Vis-NIR (350-2500 nm) and certain soil properties. The objective of this study was to develop PSTFs and PTFs for soil erodibility factor prediction in the Simakan watershed Fars, Iran.

**Materials and Methods:** The Semikan watershed, which mainly has calcareous soil with more than 40% lime (total carbonates), is located in the central of Fars province, between 30°06'-30°18'N and 53°05'-53°18'E (WGS′ 1984, zone 39°N) with an area of about 350 $km^2$. For this study, 40 standard plots, which are 22.1×1.83 m with a uniform ploughed slope of 9% in the upslope/downslope direction, were installed in the slopes of 8-10% and the deposit of each plot was collected after rainfall. From each plot three samples were sampled and some physicochemical properties including soil texture, organic matter, water aggregate stability, soil permeability, pH, EC were analyzed Spectra of the air-dried and sieved soil samples were recorded in the Vis-NIR-SWIR (350 to 2500 nm) range at 1.4- to 2-nm sampling intervals in a standard and controlled dark laboratory environment using a portable spectroradiometer apparatus (FieldSpec 3, Analytical Spectral Device, ASD Inc.). Some bands which had the highest correlation with K factor were chosen as input parameter for developing PSTFs. A stepwise multiple linear regression method was used for developing PTFs and SPTFs. R2, RMSE and ME were used for comparing PTFs and SPTFs.

**Results and Discussion:** The K values varied from 0.005 to 0.023 t h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$ with an average standard deviation of 0.014 and of 0.003 t h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$, respectively. The K estimated by Wischmeier and Smith (1978) equation varied from 0.015 to 0.045 t h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$ with an average of 0.030 t h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$. There was a significant difference ($p<0.001$) between measured soil erodibility factor and those estimated based on Wischmeier and Smith (1978) in the studied area. A comparison between measured and estimated K values revealed that the measured soil erodibility factor values were from 1.08 to 3.57 with average 2.18 times smaller than the estimated values. The K had positive significant correlation with silt content ($r= 0.47$, $p<0.01$) and very fine sand content ($r=0.43$, $p<0.01$). The results indicated that $CaCO_3$ had negative effect on the K factor because $Ca^{2+}$ affects flocculation and aggregate stability, and hence decreases erodibility factor. This parameter had, therefore, a significant coefficient in developed PTFs, while it was not considered as input parameter in Wischmeier and Smith (1978) equation. Based on correlation between band reflectance and K factor some band including $B_{532}$, $B_{622}$, $B_{1442}$, $B_{2227}$, $B_{2327}$ and $B_{2343}$ were selected for developing PSTFs. PTFs with $R^2= 0.84$, RMSE= 0.0014 t h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$ and ME= 0.000 t h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$ were the best method to predict K. After PTFs,

1, 2 and 4- Ph.D. Educated, Professor and Associate Professor of Soil Science Department, College of Agriculture Shahrekord University, Iran
(*- Corresponding Author Email: ghorbani-sh@agr.sku.ac.ir)
3- Associate Professor, Department of Soil Science, College of Agriculture, Tarbiat-Modares University
5- Assistant Professor , Department of Forestry, College of Natural Resource and Earth Science, Shahrekord University

SPTFs with $R^2$= 0.53, RMSE= 0.0028 t h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$ and ME= 0.0011 t h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$ were the second best method to estimate K.
**Conclusions:** The results showed that the annual average of soil loss was 7.90 t $h^{-1}$ $ya^{-1}$ and measured K factor was 0.014 t h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$. Organic matter (r=-0.60) and permeability (r= -0.77) had high significant correlation with the K factor. Although the content of lime was not considered in Wischmeier-Smith and RUSLE model, we found that this soil property decreased K significantly due to its strong effects on aggregate stability and soil permeability. Overall, PTFs and SPTFs had better accuracy than Wischmeier-Smith function to predict K factor. Wischmeier-Smith function showed an overestimation to predict K factor particularly for higher values of K.

**Keywords:** Spectral Reflection, Simakan Dam, Radiospectrometer, Rainfall Erosivity, USLE

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۲۱-۸۱۱

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 811-821

# تأثیر بیوچارهای تولید شده در دماهای مختلف بر قابلیت جذب کادمیم یک خاک آهکی در شرایط رطوبتی مختلف در طی زمان

بنفشه افراسیابی[۱]- ابراهیم ادهمی[۲*] - حمیدرضا اولیایی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۱/۲۱
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۸/۰۳

## چکیده

مطالعه حاضر به منظور بررسی اثر نوع و سطوح مختلف بیوچار در شرایط مختلف رطوبتی بر قابلیت جذب کادمیم افزوده شده به یک نمونه خاک آهکی طی یک دوره ۹۰ روزه انجام شد. آزمایش بصورت فاکتوریل ۲×۹ در قالب طرح کاملا تصادفی در دو تکرار انجام شد. تیمارها شامل مصرف بیوچار در ۹ سطح شامل: عدم مصرف بیوچار (شاهد) و تفاله خام پسته و بیوچار تهیه شده آن در دماهای ۲۰۰، ۴۰۰ و ۶۰۰ درجه سلیسیوس در مقادیر ۲ و ۴ درصد وزنی، و رطوبت در ۲ سطح (غرقاب و رطوبت بیست درصد وزنی) در دو تکرار بود. نمونه‌ها با مقادیر ۲۵ و ۵۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم از منبع نیترات کادمیم آلوده شدند. در زمان‌های ۱۵، ۳۰، ۶۰ و ۹۰ روز کادمیم قابل جذب با عصاره‌گیر DTPA اندازه‌گیری شد. تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که در همه زمان‌ها و هر دو غلظت کادمیم کاربردی برهمکنش بیوچار و رطوبت اثر معنی‌داری بر کادمیم قابل جذب در سطح یک درصد آماری داشت. با گذشت زمان قابلیت جذب کادمیم در همه تیمارها کاهش یافت. بیوچار تهیه شده در دمای ۶۰۰ درجه سلیسیوس بیشترین تأثیر را بر کاهش قابلیت جذب کادمیم نشان داد و با افزایش سطح مصرف بیوچار قابلیت جذب کادمیم کاهش یافت. در رطوبت ۲۰ درصد وزنی بیوچار دمای ۶۰۰ کادمیم قابل دسترس کمتری در مقایسه با شرایط غرقاب نشان داد در حالی که در تیمارهای تفاله پسته، بیوچار دمای ۲۰۰، ۴۰۰ روند معکوسی مشاهده گردید.

**واژه‌های کلیدی:** آلودگی خاک، پوسته سبز پسته، فلزات سنگین، غرقاب

## مقدمه

آلودگی فلزات سنگین مشکلی فزاینده در دنیای صنعتی امروز است. فلزات سنگین بر خلاف آلاینده‌های آلی، به طور کلی تغییر ناپذیر، پایا و غیر قابل تجزیه هستند (۲). این فلزات عمدتا به دلیل طبیعت غیر قابل تجزیه خود در طبیعت به مدت طولانی باقی می‌مانند ونیمه عمر طولانی دارند (۱۲).

در بین این فلزات، کادمیم با سمیت زیاد برای گیاهان، حیوانات و انسان‌ها نگرانی‌های زیادی ایجاد کرده است. این عنصر یک فلز غیرضروری به شمار می‌رود و به دلیل فراهمی زیستی زیاد یکی از مهمترین آلاینده‌ها پیرامون مناطق صنعتی و کشاورزی به شمار می‌رود که با فعالیت‌های صنعتی از جمله: صنایع فلزی، ریخته‌گری، آبکاری، رنگسازی، دباغی، نساجی، استخراج معادن، لجن فاضلاب و با کاربرد غیر اصولی کودهای شیمیایی کشاورزی به ویژه کودهای فسفره و استفاده از لجن فاضلاب وارد محیط می‌شود (۱۶). کادمیم در مقایسه با سایر فلزات سنگین محلول‌تر بوده و از تحرک بالاتری برخوردار است (۳۲).

کاهش و از بین بردن آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین به روش‌های مختلفی از جمله شستشوی خاک، شیشه و کریستال سازی[۴]، شستشوی آلاینده با استفاده از جریان سریع آب و تثبیت و پایدار سازی می‌تواند انجام شود. در روش تثبیت اصلاح‌کننده با خاک مخلوط شده و و تحرک و دسترسی فلز آلاینده با برهمکنش‌های فیزیکو شیمیایی و زیستی با اجزای آلی و غیر آلی خاک و با توجه به ویژگی‌ها و عوامل محیطی کاهش می‌یابد (۱، ۷، ۳۶).

ایران به عنوان یکی از تولید کنندگان بزرگ پسته در دنیا به شمار می‌رود و حجم وسیعی از ضایعات پسته سالانه در کشور تولید

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی سابق دوره کارشناسی‌ارشد و دانشیار ان گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه یاسوج
(*- نویسنده مسئول: Emal: eadhami@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v31i2.53258

4- Crystallization

می‌شود. استفاده از این ضایعات به عنوان زیست توده در تولید بیوچار می‌تواند از نظر اقتصادی و مدیریت ضایعات حائز اهمیت باشد.

بیوچار زیست‌توده آتشکافت شده در شرایط اکسیژن کم یا فاقد اکسیژن است و به عنوان ماده‌ای برای کاهش آلودگی ناشی از فلزات سنگین و آلودگی‌های آلی در خاک‌های آلوده شناخته می‌شود (۵). بیوچار به دلیل تنوع در زیست توده اولیه و شرایط تولید مختلف از نظر خصوصیات شیمیایی گستره وسیعی دارد (۲۷). بیشتر تحقیقات انجام شده بیوچار را ماده‌ای مؤثر بر کاهش آلودگی فلزات سنگین عنوان کردند به طور مثال نامگای و همکاران (۳۵) نشان دادند که بیوچار قابلیت استخراج کادمیم و سرب را به طور چشمگیری کاهش داد. بیسلی و همکاران (۵) با بررسی تأثیر بیوچار و کمپوست بقایای گیاهی بر تحرک، قابلیت زیستی و سمیت آلودگی‌های آلی و غیرآلی گزارش کردند که بیوچار در کاهش غلظت کادمیم موجود در ستون خاک مؤثرتر بوده است. سوی و همکاران (۱۶) طی دو سال میزان کادمیم برنج در شالیزارهای آلوده چین را پس از افزودن بیوچار در سطح مزرعه بررسی کردند. در تحقیق ایشان pH خاک ۶/۰۷ و pH بیوچار ۱۰/۳۵ بوده است. آن‌ها مشاهده کردند که بیوچار با افزایش pH خاک مقدار کادمیم برنج را کاهش داد. بیان و همکاران (۶) از بیوچار کلش گندم تولید شده در دمای ۳۵۰ تا ۵۰۰ درجه سلیسیوس برای تثبیت سرب و کادمیم در خاک‌های مزرعه‌ای آلوده به این دو عنصر در شرایط غرقابی تحت کشت برنج به مدت سه سال استفاده کردند. آن‌ها مشاهده کردند که افزایش بیوچار سبب افزایش pH و کربن آلی خاک شد در حالی که کادمیم و سرب استخراجی را کاهش داد.

دمای آتشکافت یکی از مهمترین عوامل مؤثر بر خصوصیات نهایی بیوچار است، کربونیزاسیون ضایعات گیاهی معمولا در دمای ۱۹۰ درجه سلیسیوس آغاز می‌شود (۳۹). علاوه بر نوع ماده اولیه خصوصیات بیوچار به دمای آتشکافت نیز بستگی دارد و بر عملکرد بیوچار در کاهش آلودگی فلزات سنگین تاثیر می گذارد. در رابطه با دمای آتشکافت بیان شده است که افزایش دمای آتشکافت کربنیزاسیون را افزایش می‌دهد و به دنبال آن سطح ویژه بیوچار نیز افزایش خواهد یافت (۱۰) و ظرفیت بیوچار برای جذب آلاینده‌های آلی افزایش خواهد یافت (۴۳، ۴۵). لوا و همکاران (۳۱) بیان کردند که افزایش دمای آتشکافت از ۲۵۰ تا ۵۰۰ درجه سلیسیوس باعث افزایش سطح ویژه و افزایش مواد فرار حاصل از پوسته پسته و به دنبال آن افزایش منافذ در بیوچار شد. چن و همکاران (۱۱) بیان کردند که با افزایش دمای آتشکافت ساختمان ماده ریزتر شده و با افزایش دما کربن و دیگر عناصر گروه‌های عاملی به شدت کاهش می‌یابند. کلاسون و همکاران (۲۴) با بررسی اثر دمای آتشکافت بیوچارهای تهیه شده از پوست بادام، پوست دانه کتان، لیگنین و کود مرغی در دماهای ۳۵۰، ۵۰۰، ۶۵۰ و ۸۰۰ درجه سلیسیوس بر جذب جیوه حاصل از گاز دودکش مشاهده کردند که این مواد همگی قابلیت جذب جیوه را دارند و بیوچار کود مرغی تولید شده در دمای ۶۵۰ و ۸۰۰ درجه سلیسیوس از بین همه مواد بیشترین تأثیر را داشته است به طوری که ۹۵ درصد جیوه حاصل را جذب کرد. ترکیبات شیمیایی، pH، بار سطحی، پایداری بیوچار و کارایی بیوچار در مقابل فلزات سنگین همگی به دمای آتشکافت بستگی دارد.

شرایط غرقابی می‌تواند شیمی خاک را در وهله‌ی اول با تأثیر بر پتانسیل رداکس و pH خاک و در ادامه با تغییر شکلهای شیمیایی عناصری که دارای ظرفیت‌های متغیر هستند متأثر کند. به طور کلی در شرایط احیایی، با افزایش pH، حلالیت عناصر کاهش می‌یابد اما حلالیت برخی عناصر از جمله کادمیم، روی، مس و سرب به دلیل تشکیل ترکیبات کمپلکس‌های ارگانومینرال محلول، در شرایط احیایی نسبت به شرایط اکسیدی و قلیایی افزایش می‌یابد (۳۸). تحرک سرب کادمیم و روی در خاک‌های آلوده با کاهش پتانسیل رداکس افزایش می‌یابد. به طور کلی شرایط احیایی یا اسیدی سبب افزایش حلالیت و متحرک شدن عناصر سنگین در خاک می‌گردد همچنین حل شدن اکسی هیدروکسی‌های آهن- منگنز تحت شرایط احیایی سبب تحرک مجدد عناصر سنگین جذب شده در خاک‌ها می‌شود (۱۴). در شرایط غرقابی کادمیم قابل دسترس کاهش و کادمیم در بخش‌های کمپلکس شده افزایش می‌یابد، از طرف دیگر در شرایط غیر غرقابی نسبت به شرایط غرقابی کادمیم تمایل بیشتری به جذب بر روی سطوح خاک دارد (۴۲).

اصلاح خاک‌های مناطق آلوده به منظور حفظ محیط زیست و سلامت انسان و دیگر جانداران در جامعه صنعتی امروز از جایگاه ویژه‌ای برخوردار است. اطلاعات کمی از توانایی بیوچارهای تولید شده در دماهای مختلف بر جذب و کاهش قابلیت دسترسی کادمیم و اثر رطوبت خاک بر آن وجود دارد. مطالعه حاضر به هدف بررسی تأثیر بیوچارهای تولید شده از پوسته پسته در دماهای مختلف و رطوبت خاک بر قابلیت جذب کادمیم در طی زمان انجام شد.

## مواد و روش‌ها

### خاک

نمونه خاک مورد مطالعه از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری خاک در مجاورت رودخانه بشار یاسوج جمع‌آوری و بعد از هوا خشک شدن و عبور از الک ۲ میلی‌متری برای تعیین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آماده شد. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک شامل بافت به روش هیدرومتر (۲۱)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) به روش جانشینی کاتیون‌ها با استات سدیم (۸)، کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش خنثی‌سازی با هیدروکلریدریک اسید (۳)، ماده آلی (OM) به روش اکسایش با بی‌کرومات پتاسیم و سپس تیتر کردن با فروآمونیوم سولفات (۳۶)، pH گل اشباع با الکترود شیشه‌ای و قابلیت هدایت

الکتریکی (EC) عصاره گل اشباع با هدایت سنج الکتریکی اندازه‌گیری شد.

### بیوچار

در تحقیق حاضر از تفاله‌های پسته شهر رفسنجان استان کرمان برای تهیه بیوچار استفاده شد. با توجه به نیاز به شرایط کم هوازی برای تولید بیوچار و برای ایجاد این شرایط نمونه‌ها در فویل‌های آلومینیومی قرار داده شد تا اکسیژن رسانی به آن محدود شود و در دماهای ۲۰۰، ۴۰۰ و ۶۰۰ درجه سلیسیوس به صورت جداگانه به مدت ۲ ساعت حرارت داده شدند، سپس نمونه‌ها آسیاب و به صورت پودری تهیه شد. pH و قابلیت هدایت الکتریکی بیوچارها در نسبت ۱:۵ آب: بیوچار مقطر اندازگیری شد. غلظت عناصر بیوچار با خشک‌سوزانی یک نمونه یک گرمی بیوچار در دمای ۵۵۰ درجه سلیسیوس به مدت ۴ ساعت و سپس عصاره‌گیری آن با اسیدکریدریک ۲ نرمال اندازه‌گیری شدند. در عصاره‌های حاصل غلظت آهن، منگنز، روی، و مس با دستگاه جذب اتمی، پتاسیم با دستگاه شعله سنج و غلظت فسفر به روش آمونیوم مولیبدات وانادات (۹) اندازه گیری شدند.

آزمایش بصورت فاکتوریل ۲×۹ در قالب طرح کاملا تصادفی در دو تکرار انجام شد. تیمارها شامل مصرف بیوچار در ۹ سطح شامل: عدم مصرف بیوچار (شاهد) و تفاله خام پسته و بیوچار تهیه شده آن در دماهای ۲۰۰، ۴۰۰ و ۶۰۰ درجه سلیسیوس در مقادیر ۲ و ۴ درصد وزنی، و رطوبت در ۲ سطح (غرقاب و رطوبت بیست درصد وزنی) در دو تکرار بود. نمونه‌ها با مقادیر ۲۵ و ۵۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم از منبع نیترات کادمیم آلوده شدند و به مدت ۹۰ روز در دمای آزمایشگاه و شرایط رطوبت مورد نظر نگهداری شدند. ارتفاع آب روی نمونه‌ها در شرایط غرقاب ۰/۵ تا یک سانتی‌متر بود. در زمان‌های ۱۵، ۳۰، ۶۰ و ۹۰ روز با عصاره‌گیر DTPA-TEA (۲۹) عصاره‌گیری انجام شد و غلظت کادمیم قابل استفاده با دستگاه جذب اتمی (مارک و مدل: هیتاچی ZCAST 2300) اندازه‌گیری شد. تجزیه آماری داده‌ها شامل تجزیه واریانس و مقایسه میانگین به روش دانکن با نرم افزار MSTATC انجام شد.

## نتایج و بحث

خاک مورد مطالعه دارای بافت شن لومی با pH قلیایی، مقدار کربنات کلسیم ۸۶/۲ درصد و ظرفیت تبادل کاتیونی ۳/۱۰، EC ۰/۰۴ دسی‌زیمنس بر متر و ماده آلی غیرقابل اندازه‌گیری بود (جدول ۱).

**جدول ۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه**

**Table 1- Physical and chemical properties of the studied soil**

| خصوصیات Properties | مقدار Amount |
|---|---|
| Sand (%) | 86/7 |
| Silt (%) | 9/28 |
| Clay (%) | 4/00 |
| Texture | شن لومی (Sandy loam) |
| OM (%) | --- |
| CCE (%) | 86/2 |
| CEC ($cMol_+ kg^{1-}$) | 3/10 |
| EC ($dS. m^{-1}$) | 0/04 |
| pH | 7/67 |

با افزایش دمای آتشکافت ، عناصر غذایی در بیوچارهای تولید شده نیز افزایش یافت به طوری که تفاله خام پسته و بیوچار دمای ۲۰۰ کمترین و بیوچار دمای ۶۰۰ بیشترین میزان عناصر را در بر داشت (جدول ۲). چن و همکاران (۱۱) گزارش نمودند که غلظت آهن، کلسیم، آلومینیوم، پتاسیم، منیزیم، منگنز، سدیم و فسفر در بیوچارهای تولید شده در دماهای بالاتر بیشتر بود. در واقع با افزایش دمای آتشکافت بیوچارهای غنی‌تر از عناصر تولید می‌شود.

**جدول ۲- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی بیوچارهای مورد استفاده در تحقیق**

**Table 2- Physical and chemical properties properties of the biochars pyrolyzed under temperature of B0, B200, B400, B600 °C**

| ویژگی Properties | تفاله خام پسته Pistachio nuts shell | بیوچار دمای ۲۰۰ Biochar Tem. 200, B200 | بیوچار دمای ٤۰۰ Biochar Tem. 400, B400 | بیوچار دمای ٦۰۰ Biochar Tem. 600, B600 |
|---|---|---|---|---|
| K ($mg. kg^{-1}$) | 768 | 893 | 1712 | 2018 |
| P ($mg. kg^{-1}$) | 198 | 196 | 208 | 212 |
| Mn ($mg. kg^{-1}$) | 6/00 | 7/25 | 15/0 | 18/3 |
| Zn ($mg. kg^{-1}$) | 1/75 | 2/75 | 6/75 | 7/25 |
| Fe ($mg. kg^{-1}$) | 230 | 361 | 619 | 633 |
| pH | 5/22 | 6/63 | 9/36 | 9/58 |
| EC ($ds. m^{-1}$) | 1/24 | 13/5 | 27/2 | 31/9 |

با افزایش دمای تولید بیوچار pHو قابلیت هدایت الکتریکی آن نیز افزایش یافت و برای بیوچارهای تولیدی pH از ۶/۶۳ تا ۹/۳۶ و

EC از ۱۳/۵ تا ۳۱/۹ دسی‌زیمنس بر متر به دست آمد. بیوچارهای تولید شده در دماهای بالا pH و EC بیشتری دارند (۲۵ و۴۱). نیتروژن آلی در دماهای پایین به صورت گروه‌های عاملی آمینی وجود دارد که با افزایش دما (>600°C) و افزایش سطوح بازی به طور کامل به ترکیبات پیریدین مانند تغییر شکل می‌دهند (۴ و ۴۴). این تغییرات سبب کاهش نیتروژن موجود در ساختار بیوچار و افزایش pH می‌شود. همچنین یکی از دلایلی قلیایی شدن بیوچار، کاهش مقدار گروه‌های عاملی اسیدی با افزایش دما است (۴ و ۱۷). افزایش EC بیوچار در اثر افزایش دما می‌تواند به دلیل افزایش غلظت عناصر در بیوچار با افزایش دما اتفاق افتد.

## اثر بیوچار

تجزیه واریانس داده‌ها (جدول ۳) نشان داد که کاربرد بیوچار و برهمکنش بیوچار و رطوبت در همه روزهای مورد مطالعه (۱۵، ۳۰، ۶۰ و ۹۰ روز) در هر دو سطح مصرف کادمیم در سطح ۱ درصد اثر معنی‌داری بر قابلیت جذب کادمیم داشتند.

مقایسه میانگین داده‌ها (جدول ۴) نشان داد که در غلظت ۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز ۱۵ و در سطح ۲ درصد بیوچار هیچ یک از تیمارها تأثیری بر کاهش کادمیم قابل دسترس نشان ندادند در حالی که در سطح ۴ درصد بیوچار کمترین مقدار کادمیم قابل دسترس در تیمار بیوچار دمای ۶۰۰ وجود داشت که این کاهش در رطوبت ۲۰ درصد وزنی در مقایسه با شاهد معنی‌دار بود، روندی که تا روز ۳۰ نیز مشاهده شد. چن و همکاران (۱۱) با بررسی اثر دمای آتشکافت بر خصوصیات و جذب فلزات سنگین گزارش نمودند که با افزایش دما تخلخل افزایش یافته ولی مقدار عناصر گروه‌های عاملی سطحی کاهش می‌یابد. مشاهدات آن‌ها نشان داد که بیوچارهای تولید شده در دمای بالاتر به ویژه بیوچارهای دمای ۸۰۰ و ۹۰۰ درجه سلسیوس ظرفیت جذب بیشتری برای جذب کادمیم دارند.

در سطح ۲۵ میلی‌گرم کادمیم در کیلوگرم در روز ۶۰ بیوچارهای دمای ۴۰۰ و ۶۰۰ در سطح ۲ درصد توانستند به ترتیب ۳۸/۵ و ۲۳/۴ درصد از کادمیم قابل دسترس را در رطوبت غرقاب در مقایسه با شاهد کاهش دهند و در سطح ۴ درصد بیوچار، تنها بیوچار دمای ۶۰۰ در رطوبت غیرغرقاب با اختلاف معنی‌دار نسبت به شاهد ۵۳/۵ درصد کادمیم قابل دسترس را کاهش داد (جدول ۴). در روز ۹۰ تیمار پوسته پسته و بیوچارهای دمای ۴۰۰ و ۶۰۰ در سطح ۲ درصد در رطوبت غرقاب به ترتیب ۴۰/۸، ۵۳/۱ و ۵۵/۱ درصد کادمیم قابل دسترس را در مقایسه با شاهد کاهش دادند. در سطح ۴ درصد تنها بیوچار دمای ۶۰۰ با اختلاف معنی‌دار نسبت به شاهد توانست کادمیم قابل‌دسترس را ۶۰/۵ و ۴۵/۵ درصد به ترتیب در رطوبت ۲۰ درصد وزنی و غرقاب کاهش داد. در غلظت ۲۵ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم کاربرد ۲ درصد بیوچار دماهای ۴۰۰ و ۶۰۰ تنها در رطوبت غرقاب در زمان‌های ۳۰، ۶۰ و ۹۰ روز سبب کاهش قابل ملاحظه کادمیم قابل دسترس شد (جدول ۴). در سطح ۴ درصد تنها بیوچار دمای ۶۰۰ در روزهای ۱۵، ۳۰ و ۶۰ در رطوبت ۲۰ درصد وزنی؛ به‌ترتیب با ۵۴/۱، ۷۳ و ۵۳/۵ درصد کاهش نسبت به شاهد، و در روز ۹۰ در هر دو رژیم رطوبتی؛ با ۴۵ درصد کاهش در شرایط غرقاب و ۶۰ درصد کاهش در رطوبت ۲۰ درصد وزنی نسبت به شاهد؛ سبب کاهش معنی‌دار کادمیم قابل دسترس نسبت به شاهد گردید. در غلظت ۵۰ میلی‌گرم کادمیم تنها سطح ۴ درصد بیوچار دمای ۶۰۰ در رطوبت ۲۰ درصد وزنی توانست کادمیم قابل دسترس را ۳۸/۶ و ۴۳/۵ درصد به ترتیب در روزهای ۱۵ و ۳۰ در مقایسه با شاهد کاهش دهد (جدول ۵).

در روز ۶۰ سطح ۲ درصد بیوچار دمای ۴۰۰ در رطوبت غرقاب سبب کاهش ۲۵/۴ درصدی کادمیم قابل دسترس در مقایسه با شاهد گردید که تفاوت معنی‌داری با شاهد نداشت لیکن سطح ۴ درصد بیوچار دمای ۶۰۰ در رطوبت‌های ۲۰ درصد وزنی و غرقاب کادمیم قابل دسترس را به ترتیب ۳۹/۸ و ۷/۳۲ درصد نسبت به شاهد به شکل معنی‌داری کاهش داد. در روز ۹۰ سطح ۲ درصد تفاله پسته و بیوچار دمای ۴۰۰ در شرایط غرقاب سبب کاهش معنی‌دار کادمیم قابل دسترس نسبت به شاهد به ترتیب به مقدار ۴۷/۵ و ۴۸/۴ درصد شدند (جدول ۵). این نتایج نشان می‌دهد که به طور کلی سطح ۴ درصد بیوچار دمای ۶۰۰ از همان روزهای ابتدایی سبب کاهش کادمیم قابل‌دسترس شد اگرچه این تأثیر در رطوبت ۲۰ درصد وزنی زودتر مشاهده گردید و با گذشت زمان در رطوبت غرقاب نیز تأثیر آن مشاهده گردید. در سطح ۲ درصد بیوچار تنها پس از گذشت ۶۰ و ۹۰ روز بیوچار دمای ۴۰۰ در مقایسه با سایر مواد مورد مطالعه تأثیر بیشتری بر کاهش کادمیم قابل دسترس نشان داد.

لئونیداس و همکاران (۲۸) تأثیر دمای آتشکافت بیوچار تولید شده از کلش نیشکر بر جذب کادمیم و روی را مورد بررسی قرار دادند. آن‌ها بیان کردند که مقدار جذب روی و کادمیم توسط بیوچار تولید شده در دمای ۷۰۰ درجه سلیسیوس تقریبا چهار برابر بیشتر از بیوچار تولید شده در دمای ۴۰۰ درجه سلیسیوس بود. دنگ (۱۸) با مطالعه اثر بیوچار تولید شده از فلفل برزیلی در دماهای مختلف بر جذب جیوه بیان کردند که جذب جیوه بر روی گروه‌های هیدروکسیل فنولی و گروه‌های کربوکسیلیک در دمای پایین (۳۰۰ و ۴۵۰ درجه سلیسیوس) و بر روی ساختارهای گرافیت مانند در دمای بالا (۶۰۰ درجه سلیسیوس) انجام می‌شود. همچنین جذب جیوه بر بیوچار دمای ۶۰۰ درجه سلیسیوس بسیار بیشتر از دمای ۳۰۰ و ۴۵۰ درجه سلیسیوس بود. خصوصیات گروه‌های عاملی سطحی بیوچارها (مواد فرار، مقدار اکسیژن و $pH_{PZC}$) توانایی قابلیت عصاره‌گیری فلزات را کنترل می‌کند (۴۰). چنین گزارش شده است که افزایش دمای آتشکافت باعث افزایش سطح ویژه، کاهش اندازه ذرات و افزایش CEC می‌شود (۲۰، ۲۶). در مطالعه حاضر افزایش دمای آتشکافت با افزایش pH

بیوچارهای تولید شده همراه بود (جدول ۲) که در توافق با نتایج گزارش شده توسط سایر محققین است (۴، ۱۷، ۲۲، ۲۵ و ۴۱). افزایش pH می‌تواند سبب کاهش واجذبی کادمیم در خاک شود (۳۰). احتمالا مجموع خصوصیات بیوچار دمای ۶۰۰ شامل pH بالاتر و سطح ویژه بیشتر دلیل عملکرد بهتر آن در افزایش جذب و کاهش کادمیم قابل دسترس می‌باشد.

با گذشت زمان غلظت کادمیم قابل دسترس کاهش پیدا کرد به طور مثال در غلظت ۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم تیمار بیوچار دمای ۶۰۰ و سطح ۲ درصد بیوچار، غلظت کادمیم قابل جذب پس از ۹۰ روز خواباندن در مقایسه با روز ۱۵ به ترتیب در رطوبت ۲۰ درصد وزنی و غرقاب، ۳۵/۱ و ۶۴/۲ درصد کاهش یافت (جدول ۴).

## اثر سطوح بیوچار

نقش بیوچار در کاهش قابلیت جذب عناصر سنگین می‌تواند به مقدار مصرف بیوچار بستگی داشته باشد. در تحقیق حاضر در غلظت ۲۵ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم در روز ۱۵ کاربرد سطح ۴ درصد بیوچار توانست کادمیم قابل دسترس را برای بیوچار دمای ۶۰۰ به طور معنی‌داری در مقایسه با سطح ۲ درصد در رطوبت‌های غرقاب و ۲۰ درصد وزنی کاهش دهد.

در روز ۱۵ سطح ۴ درصد در مقایسه با سطح ۲ درصد تفاله پسته و بیوچارهای دمای ۲۰۰ و ۴۰۰ تأثیر چندانی نشان نداد. در روزهای ۳۰، ۶۰ و ۹۰ نیز نتایج مشابهی مشاهده شد. (جدول ۴). در غلظت ۵۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم افزایش سطوح بیوچار سبب کاهش قابلیت جذب کادمیم در خاک تیمار شده با بیوچار دمای ۶۰۰ در رطوبت‌های غرقاب و ۲۰ درصد وزنی شد به طوری که در روزهای ۱۵، ۳۰، ۶۰ و ۹۰ در رطوبت ۲۰ درصد وزنی سطح ۴ درصد بیوچار با تفاوت معنی‌دار سبب کاهش ۴۳/۴، ۴۶/۹، ۳۲/۸ و ۴۸/۸ درصدی قابلیت جذب کادمیم نسبت به سطح ۲ درصد شد (جدول ۵). منذز و همکاران (۳۳) قابلیت دسترسی برخی عناصر سنگین در خاک‌های آلوده مدیترانه‌ای را با کاربرد بیوچار لجن فاضلاب تولید شده در دمای ۵۰۰ و سطوح ۴ و ۸ درصد را مورد مطالعه قرار دادند. آن‌ها مشاهده کردند که بیوچار سبب کاهش قابلیت دسترسی گیاهی، کاهش تحرک و کاهش آبشویی عناصر کادمیم، مس، روی، نیکل و سرب شد. فلت و همکاران (۱۹) اثر بیوچار تولید شده از بقایای هرس درختان در دمای ۵۰۰ درجه سلیسیوس را با کاربرد سطوح صفر، ۱، ۵، و ۱۰ درصد بر قابلیت دسترسی و آبشویی عناصر سنگین مورد بررسی قرار دادند آن‌ها مشاهده کردند که تنها کاربرد سطح ۱۰ درصد بیوچار توانسته مقدار قابل ملاحظه‌ای از کروم را در مقایسه با تیمار شاهد کاهش دهد. به طور کلی نتایج به دست آمده در این مطالعه نشان داد که کاربرد سطوح ۴ درصد وزنی بیوچار در غلظت‌های ۲۵ و ۵۰ میلی-گرم کادمیم و رطوبت‌های اعمال شده می‌تواند سبب کاهش چشمگیر قابلیت جذب کادمیم در بیوچار تولید شده در دمای ۶۰۰ شود.

**جدول ۳- تجزیه واریانس اثر تیمارهای آزمایش بر قابلیت جذب کادمیم در سطوح مختلف کادمیم کاربردی**

**Table 3- Analysis of variance of the effects of treatments on Cd availability in different Cd levels.**

| منبع تغییرات Source of variation | درجه آزادی Degree of freedom | زمان Time (Day) | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | 15 | 30 | 60 | 90 |
| **غلظت ۲۵ Concentration 25 (mg kg$^{-1}$)** | | | | | |
| بیوچار Biochar | 8 | 9.28$^{**}$ | 9.86$^{**}$ | 3.172$^{**}$ | 4.13$^{**}$ |
| رطوبت Moisture | 1 | 23.5$^{**}$ | 16.3$^{**}$ | 58.3$^{**}$ | 24.1$^{**}$ |
| بیوچار × رطوبت Moisture×Biochar | 8 | 6.41$^{**}$ | 9.12$^{**}$ | 4.48$^{**}$ | 4.42$^{**}$ |
| خطا Error | 18 | 0.397 | 0.833 | 0.412 | 0.161 |
| ضریب تغییرات (درصد) Coefficient of variation | | 7.82 | 11.38 | 10.92 | 7.53 |
| **غلظت ۵۰ Concentration 50 (mg kg$^{-1}$)** | | | | | |
| بیوچار Biochar | 8 | 5.97$^{**}$ | 7.48$^{**}$ | 5.16$^{**}$ | 7.24$^{**}$ |
| رطوبت Moisture | 1 | 0.700$^{ns}$ | 0.200$^{ns}$ | 72.7$^{**}$ | 15.7$^{**}$ |
| بیوچار × رطوبت Moisture×Biochar | 8 | 5.10$^{**}$ | 3.55$^{**}$ | 2.76$^{**}$ | 3.65$^{**}$ |
| خطا Error | 18 | 0.819 | 0.564 | 0.268 | 0.394 |
| ضریب تغییرات (درصد) Coefficient of variation | | 7.48 | 6.41 | 6.29 | 7.97 |

$^{**}$ در سطح یک درصد معنی‌دار است، $^{*}$ در سطح ۵ درصد معنی‌دار است، $^{ns}$ معنی‌دار نیست

$^{ns}$ Notsignificant, $^{**}$ Significant at P< 0.001, $^{*}$ Significant at P< 0.05

**جدول ٤- مقایسه میانگین کادمیم عصاره‌گیری شده با DTPA در زمان‌های مختلف (غلظت ۲۵ میلی گرم کادمیم در کیلوگرم)**

**Table 4- Comparison of the means of DTPA-Cd in different times (concentration of 25 mg Cd $kg^{-1}$)**

| | سطح بیوچار Biochar level | | | |
|---|---|---|---|---|
| | 2% | | 4% | |
| | ۲۰ درصد وزنی 20% w/w | غرقاب Waterlogged | ۲۰ درصد وزنی 20% w/w | غرقاب Waterlogged |
| | روز ۱۵ Day 15 | | | |
| شاهد Blank | $4.56^{a-c}$ | $2.34^{e-f}$ | -- | -- |
| تفاله پسته Pistachio nuts shell | $4.04^{b-c}$ | $3.45^{c-e}$ | $4.47^{a-d}$ | $4.02^{a-e}$ |
| B200 | $4.55^{a-c}$ | $3.40^{c-f}$ | $3.89^{a-f}$ | $3.81^{a-f}$ |
| B400 | $4.86^{a-c}$ | $3.42^{c-f}$ | $4.21^{a-e}$ | $5.66^{a}$ |
| B600 | $5.52^{a-b}$ | $3.66^{b-f}$ | $2.09^{f}$ | $2.63^{d-f}$ |
| | روز ۳۰ Day 30 | | | |
| شاهد Blank | $4.44^{b-c}$ | $2.67^{f-g}$ | -- | -- |
| تفاله پسته Pistachio nuts shell | $4.38^{b-d}$ | $3.63^{c-f}$ | $4.39^{b-d}$ | $2.95^{d-g}$ |
| B200 | $4.31^{b-d}$ | $3.88^{c-e}$ | $4.58^{b-c}$ | $3.90^{c-e}$ |
| B400 | $4.38^{b-d}$ | $2.43^{f-g}$ | $3.58^{c-f}$ | $6.16^{a}$ |
| B600 | $5.34^{a-b}$ | $3.47^{c-f}$ | $1.20^{g}$ | $2.46^{e-g}$ |
| | روز ۶۰ Day 60 | | | |
| شاهد Blank | $3.42^{a-b}$ | $2.05^{d-g}$ | -- | -- |
| تفاله پسته Pistachio nuts shell | $3.43^{a-b}$ | $2.33^{c-e}$ | $3.80^{a}$ | $2.51^{b-e}$ |
| B200 | $3.86^{a}$ | $2.11^{d-f}$ | $3.71^{a}$ | $2.65^{b-d}$ |
| B400 | $3.70^{a}$ | $1.26^{f}$ | $3.14^{a-c}$ | $3.20^{a-c}$ |
| B600 | $4.12^{a}$ | $1.57^{e-f}$ | $1.59^{e-f}$ | $2.16^{d-f}$ |
| | روز ۹۰ Day 90 | | | |
| شاهد Blank | $3.34^{a-b}$ | $2.92^{b-d}$ | -- | -- |
| تفاله پسته Pistachio nuts shell | $3.23^{a-b}$ | $1.73^{f-g}$ | $3.13^{a-b}$ | $2.39^{d-e}$ |
| B200 | $3.24^{a-b}$ | $2.14^{e-f}$ | $3.04^{a-c}$ | $2.51^{c-e}$ |
| B400 | $3.13^{a-b}$ | $1.37^{g}$ | $2.46^{c-e}$ | $3.43^{a-b}$ |
| B600 | $3.58^{a}$ | $1.31^{g}$ | $1.32^{g}$ | $1.59^{f-g}$ |

**میانگین‌های دارای حداقل یک حرف مشترک فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد با آزمون دانکن می‌باشند.**

**Data with common letter do not differ significantly at the 5% probability level according to the Duncan's test**

**اثر رطوبت**

مقایسه تأثیر رژیم رطوبتی بر کادمیوم قابل جذب در همه زمان‌های عصاره‌گیری شده نشان داد که در غلظت‌های ۲۵ و ۵۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم در سطح ۲ درصد تفاله خام پسته و بیوچارهای دمای ۲۰۰، ۴۰۰ و ۶۰۰ در رطوبت غرقاب نسبت به رطوبت ۲۰ درصد وزنی در روزهای ۱۵، ۳۰، ۶۰ و ۹۰، کادمیم قابل جذب کمتری وجود داشتند (جدول ۴ و ۵). سیلوریا و همکاران (۳۸) بیان کردند تحت شرایط احیایی حلالیت برخی عناصر از جمله کادمیم به دلیل تشکیل ترکیبات کمپلکس‌های ارگانومینرال محلول، نسبت به شرایط اکسیدی و قلیایی افزایش می‌یابد.

چن و همکاران (۱۲) با بررسی تأثیر آهک و پیت بر قابلیت جذب کادمیم در شرایط رطوبتی مختلف در چند نمونه خاک اسیدی بیان نمودند که بر خلاف خاک‌های مرطوب که تغییرات Eh کم است در خاک‌های غرقاب Eh به سرعت کاهش می‌یابد. آن‌ها مشاهده کردند که با گذشت ۱۴ روز در رطوبت غرقاب قابلیت دسترسی کادمیم به طور چشمگیری کمتر از خاک با رطوبت ظرفیت مزرعه‌ای بود. خلید و همکاران (۲۳) با بررسی شکل‌های مختلف کادمیم را درشرایط pH و Eh مختلف گزارش نمودند که افزایش پتانسیل ردااکس سبب افزایش کادمیم قابل عصارگیری با DTPA و شکل کادمیم تبادلی شده است. در حقیقت پتانسیل ردااکس می‌تواند بر حلالیت عناصر موثر باشد که این عملکرد با گذشت زمان روند افزایشی نشان داد. در مطالعه حاضر در سطح ۴ درصد بیوچار روند متفاوتی دیده شد به طوری که در غلظت ۲۵ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم بر خلاف سطح ۲ درصد در روز ۱۵ اختلاف معنی‌داری بین رطوبت‌های اعمال شده برای تفاله پسته و بیوچار دمای ۲۰۰، ۴۰۰ و ۶۰۰ مشاهده نشد. در رطوبت غرقاب سطح ۴ درصد تفاله پسته و بیوچار دمای ۲۰۰ کادمیم قابل جذب کمتری در مقایسه با رطوبت ۲۰ درصد وزنی در روزهای ۳۰، ۶۰ و ۹۰ نشان دادند هرچند این اختلاف معنی‌دار نبود (جدول ۴). در غلظت ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم نیز تفاوت معنی‌دار و قابل توجهی در کادمیم قابل جذب بین مواد مختلف در همه‌ی زمان‌های مورد مطالعه مشاهده نگردید (جدول ۵). کادمیم قابل دسترس در نمونه شاهد در

هر دو غلظت ۲۵ و ۵۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم و هر دو سطح ۲ و ۴ درصد بیوچار استفاده شده در همه‌ی روزهای مورد مطالعه در رطوبت غرقاب کمتر از رطوبت ۲۰ درصد وزنی بود.

**جدول ۵- مقایسه میانگین کادمیم عصاره‌گیری شده با DTPA در زمان‌های مختلف (غلظت ۵۰ میلی گرم کادمیم در کیلوگرم)**

**Table 5- Comparison of the means of DTPA-Cd in different times (concentration of 50 mg Cd $kg^{-1}$)**

| سطح بیوچار Biochar level | 2% | | 4% | |
|---|---|---|---|---|
| | ۲۰ درصد وزنی 20% w/w | غرقاب Waterlogged | ۲۰ درصد وزنی 20% w/w | غرقاب Waterlogged |
| | | روز ۱۵ Day 15 | | |
| شاهد Blank | $6.01^{a-b}$ | $4.11^{c-d}$ | --- | --- |
| تفاله پسته Pistachio nuts shell | $5.65^{a-b}$ | $5.82^{a-b}$ | $5.26^{b-c}$ | $6.08^{a-b}$ |
| B200 | $6.22^{a-b}$ | $5.95^{a-b}$ | $5.26^{b-c}$ | $6.05^{a-b}$ |
| B400 | $6.39^{a-b}$ | $5.88^{a-b}$ | $5.84^{a-b}$ | $6.81^{a}$ |
| B600 | $6.52^{a-b}$ | $6.37^{a-b}$ | $3.69^{d}$ | $5.68^{a-b}$ |
| | | روز ۳۰ Day 30 | | |
| شاهد Blank | $6.03^{a-b}$ | $4.45^{d}$ | --- | --- |
| تفاله پسته Pistachio nuts shell | $6.07^{a-b}$ | $5.12^{b-d}$ | $5.17^{a-d}$ | $5.81^{a-c}$ |
| B200 | $5.95^{a-c}$ | $5.85^{a-c}$ | $5.69^{a-c}$ | $6.11^{a-b}$ |
| B400 | $6.04^{a-b}$ | $5.72^{a-c}$ | $6.07^{a-b}$ | $5.57^{a}$ |
| B600 | $6.42^{a}$ | $5.79^{a-c}$ | $3.41^{e}$ | $4.78^{c-d}$ |
| | | روز ۶۰ Day 60 | | |
| شاهد Blank | $4.80^{a-c}$ | $2.87^{f-g}$ | --- | --- |
| تفاله پسته Pistachio nuts shell | $5.13^{a}$ | $3.10^{e-g}$ | $4.32^{a-e}$ | $3.41^{d-g}$ |
| B200 | $4.92^{a}$ | $3.49^{b-g}$ | $4.83^{a-b}$ | $4.04^{a-f}$ |
| B400 | $4.74^{a-d}$ | $2.14^{g}$ | $4.64^{a-d}$ | $4.13^{a-f}$ |
| B600 | $4.30^{a-e}$ | $3.46^{c-g}$ | $2.89^{f-g}$ | $2.66^{g}$ |
| | | روز ۹۰ Day 90 | | |
| شاهد Blank | $4.57^{a-b}$ | $4.13^{a-b}$ | --- | --- |
| تفاله پسته Pistachio nuts shell | $4.32^{a-b}$ | $2.17^{c}$ | $3.70^{b}$ | $3.81^{b}$ |
| B200 | $4.33^{a-b}$ | $3.73^{b}$ | $4.34^{a-b}$ | $4.17^{a-b}$ |
| B400 | $4.38^{a-b}$ | $2.13^{c}$ | $3.83^{b}$ | $4.13^{a-b}$ |
| B600 | $4.84^{a}$ | $4.18^{a-b}$ | $2.48^{c}$ | $2.52^{c}$ |

میانگین‌های دارای حداقل یک حرف مشترک فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد با آزمون دانکن می‌باشند.

Data with common letter do not differ significantly at the 5% probability level according to the Duncan's test

میسرا و همکاران (۳۴) با بررسی عناصر سنگین تحت شرایط غرقاب در ۴ خاک طی ۱۲۰ روز نتیجه گرفتند که مقدار قابل عصاره‌گیری با DTPA به خصوصیات فلز و خاک بستگی دارد و با گذشت زمان کم می‌شود. غلظت کادمیم قابل دسترس در شرایط رطوبتی مختلف با توجه به بیوچار به کار رفته متفاوت بود و به‌صورت کلی به‌نظر می‌رسد که کاهش کادمیم قابل دسترس در سطح ۲ درصد بیوچار بیشتر از سطح ۴ درصد تحت تأثیر رطوبت بود (جدول ۴ و ۵).

## نتیجه‌گیری کلی

نتایج مطالعه حاضر نشان داد که دمای تولید بیوچار، مقدار کاربرد آن و برهمکنش آن با رژیم رطوبتی می‌تواند بر توانایی آن در کاهش قابلیت جذب کادمیم تاثیر گذارد. چنین به نظر می‌رسد که با افزایش دمای تولید بیوچار تا ۶۰۰ درجه سلسیوس توانایی آن در کاهش کادمیم قابل جذب افزایش یابد لیکن این توانایی به سطح کاربرد بیوچار بستگی دارد و در سطوح بالاتر مصرف بیوچار بیشتر قابل مشاهده است. کاهش کادمیم قابل جذب در اثر کاربرد بیوچار در رطوبت غرقاب بیشتر از رطوبت ۲۰ درصد وزنی بود. به طور کلی با توجه به نتایج به دست آمده می‌توان اظهار داشت که کاربرد بیوچار دمای ۴۰۰ و ۶۰۰ حاصل از ضایعات پسته می‌تواند به صورت یک راهکار ارزان قیمت و به عنوان یک جاذب زیست‌محیطی سبز مورد استفاده قرار گیرد اگرچه استفاده از این بهساز در زمین‌های کشاورزی و تأیید کارایی آن نیاز به تحقیقات بیشتر و مطالعات مزرعه‌ای دارد.

## منابع


1. Adriano D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals, 2nd ed. New York: Springer. 879 pp.
2. Adriano D.C., Wenzel W.W., Vangronsveld J., Bolan N.S. 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup, Geoderma, 122: 121-142.
3. Allison L. E. and Moodie C. D. 1965. Carbonate. In: C. A. Black ed .(.Methods of Soil Analysis. part 2. American Society of Agronomy. Madison, WI. 1379-1396.
4. Bagreev, A., Bandosz T.J., Locke D.C. 2001. Pore structure and surface chemistry of adsorbents obtained by pyrolysis of sewage sludge-derived fertilizer, Carbon, 39: 1971-1979.
5. Beesley, L., and Marmiroli M. 2011. The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar, Environmental Pollution, 159: 474-480.
6. Bian, R., Joseph S., Cui L., Pan G., Li L., Liu X., and Donne S. 2014. A three-year experiment confirms continuous immobilization of cadmium and lead in contaminated paddy field with biochar amendment, Journal of hazardous materials, 272: 121-128.
7. Bolan N.S., Adriano D. C., Duraisamy P., Mani A., Arulmozhiselvan K. 2003. Immobilization and availability of cadmium in variable charge soils. I. Effect of phosphorus addition, Plant and Soil, 250: 83–94.
8. Bower C.A., Reitemeier R.F., and Fireman M. 1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils, Soil Science, 73: 251-261.
9. Chapman H. D., and Pratt D. F. 1961. Methods of Analysis for Soil, Plant, and Water. University of California, Division Agriculture, Soil Science. PP. 60-62.
10. Chen B.L., Zhou D.D., Zhu L.Z. 2008. Transitional adsorption and partition of nonpolar and polar aromatic contaminants by biochars of pine needles with different pyrolytic temperatures, Environmental Science and Technology, 42: 5137-5143.
11. Chen T., Zhang Y., Wang H., Lu W., Zhou Z., Zhang Y., and Ren L. 2014. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge, Bioresource Technology: 164, 47-54.
12. Chen Y., Xie T., Liang Q., Liu M., Zhao M., Wang M., Wang G. 2016. Effectiveness of lime and peat applications on cadmium availability in a paddy soil under various moisture regimes, Environmental Science and Pollution Research, 23: 7757-7766.
13. Chen, H. M., Zheng C. R., Tu C., and Shen Z. G. 2000. Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals, Chemosphere, 41: 229-234.
14. Chuan, M. C., Shu G. Y., and Liu J. C. 1996. Solubility of heavy metals in a contaminated soil: effects of redox potential and pH, Water, Air, and Soil Pollution. 90: 543-556.
15. Cui L., Li L., Zhang A., Pan G., Bao D., and Chang A. 2011. Biochar amendment greatly reduces rice Cd uptake in a contaminated paddy soil: a two-year field experiment, Bioresources, 6: 2605-2618.
16. Dabrowski. A. 2004. Selective removal of the heavy metal ions from waters and industrial waste waters by ion-exchange method, Chemosphere, 56: 91-106.
17. De Filippis, P., Palma L.D., Petrucci E., Scarsella M., Verdone N, 2013. Production and characterization of adsorbent materials from sewage sludge by Pyrolysis, Chemical Engineering Transactions, 32: 205-210.
18. Dong D., Yang M., Wang C., Wang H., Li Y., Luo J., Wu W. 2013. Responses of methane emissions and rice yield to applications of biochar and straw in a paddy field, Journal of Soils and Sediments, 8: 1450–1460.
19. Fellet G., Marchiol L., Delle Vedove G., and Peressotti A. 2011. Application of biochar on mine tailings: effects and perspectives for land reclamation, Chemosphere, 83(9), 1262–1267.
20. Freitas J. C. C., Cunha A. G., and Emmerich F. G. 1997. Physical and chemical properties of a Brazilian peat char as a function of HTT, Fuel, 76: 229–232.
21. Gee G. W. and Bauder J. W. 1986. Particle- size analysis. In: A. Klute (ed.). Methods of soil analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods. American Society of Agronomy. Soil Science Society of America. Madison, WI.
22. Gundale, M. J., and DeLuca T. H. 2006. Temperature and substrate influence the chemical properties of charcoal in the ponderosa pine/Douglas-fir ecosystem, Forest Ecology and Management, 231: 86–93.
23. Khalid R.A., Gambrell R.P., and Patrick W.H. 1981. Chemical availability of cadmium in Mississippi River sediment, Journal of Environmental Quality, 10: 523-528.
24. Klasson K. T., Boihem Jr., Uchimiya M., Lima I. M. 2014. Influence of biochar pyrolysis temperature and post-treatment on uptake of mercury from flue gas, Fuel Processing Technology, 123: 27-33.
25. Kookana, R. S. 2010. The Role of Biochars in modifying the environmental fate, bioavailability, and efficacy of Pesticides in Soil: A Review, Soil Research, 48: 627-637.
26. Lehmann J. 2007. Bio-energy in the black, Frontiers in Ecology and the Environment, 5: 381-387.

27. Lehmann J., Joseph S. 2009. Biochar for environmental management, Science and Technology, Earthscan Ltd., London, UK.
28. Leonidas L. C., Leonidou C. N., Fotiadis T. A., Zeriti A. 2013. Resources and capabilities as drivers of hotel environmental marketing strategy: Implications for competitive advantage and performance, Tourism Management, 35: 94-110
29. Lindsay W.L. and Norwell W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, copper, Soil Science Society of America Journal, 42: 421-428.
30. Loganathan P., Vigneswaran S., Kandasamy J., and Naidu R. 2012. Cadmium sorption and desorption in soils: a review, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 42: 489-533.
31. Lua A. C., Yang T., and Guo J. 2004. Effects of pyrolysis conditions on the properties of activated carbons prepared from pistachio-nut shells, Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 72: 279–287.
32. McBride M. B. 1994. Environmental chemistry of soils, Oxford Univ. Press. New York.
33. Méndez A., Gómez A., Paz-Ferreiro J., Gascó G. 2012. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil, Chemosphere, 89: 1354–1359.
34. Misra A. K., Sarkunan V., Das M., and Nayar P. K. 1990. Transformation of added heavy metals in soils under flooded condition, Journal of the Indian Society of Soil Science, 38:416-418.
35. Namgay T., Singh B., and Singh B. P. 2010. Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb, and Zn to maize (*Zea mays L.*), Soil Research, 48: 638- 647.
36. Nelson D. W and Sommers L. E. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: D. L. Sparks (e.d.). Method of soil analysis, Part 3. American Society Agronomy., Madison, WI.
37. Raicevi S., Kaludjerovic-Radoicic T., and Zouboulis A. I. 2005. In situ stabilization of toxic metals in polluted soils using phosphates: theoretical prediction and experimental verification, Journal of Hazardous Materials, 117: 41-53.
38. Silveira M. L. A., Alleoni L. R. F., and Guilherme L. R. G. 2003. Biosolids and heavy metals in soils, Scientia Agricol, 60: 793-806.
39. Song W., and Guo M. 2012. Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperature, Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 94: 138- 145.
40. Uchimiya M., Klasson K.T., Wartelle L.H., Lima I. M. 2011. Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendments: 1. Copper sorption isotherms and the release of cations, Chemosphere, 82: 1431-1437.
41. Wu L., Li Z., Akahane I., Liu L., Han C., Makino T., Luo Y., Christie P. 2012. Effects of organic amendments on Cd, Zn and Cu bioavailability in soil with repeated phytoremediation by *Sedum plumbizincicola*, International Journal of Phytoremediation, 14: 1024–1038.
42. Xiong L. M., Lu R. K. 1993. Effect of liming on plant accumulation of cadmium under upland or flooded conditions, Environmental Pollution, 79: 199-203.
43. Yu X.Y., Ying G.G., Kookana R.S. 2006. Sorption and desorption behaviors of diuron in soils amended with charcoal, Journal of Agricultural and Food Chemistry, 54: 8545-8550.
44. Yuan, J., Xu, R., Zhang, H. 2011. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures, Bioresource Technology, 102: 3488–3497
45. Zhang H., Lin K., Wang H., Gan J. 2010. Effect of Pinus radiata derived biochars on soil sorption and desorption of phenanthrene, Environmental Pollution, 158: 2821–2825.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 811-821

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۲۱-۸۱۱

# Effect of Biochar Produced at Different Temperatures on Cadmium Availability in a Calcareous Soil Under Different Moisture Regims Over Time

**B. Afrasiabi[1]- E. Adhami[2*]- H.R. Owliaei[3]**

Received: 10-02-2016
Accepted: 24-10-2016

**Introduction:** Cadmium is one of the toxic heavy metals which is highly problematic in today's industrial world. It is essential to study the techniques for removing or reducing its availability, toxicity and consequently its hazardous effects in environment. Biochar is an amendment reported to be efficient in fixing heavy metals. Pyrolysis temperature is among the most important factors affecting biochar's characteristics, such as pH, CEC and specific surface area and generally it's potential to sorb heavy metals. On the other hand, soil moisture regime could affect pH and EC and consequently the Cd availability. Iran is the second producer of pistachio in the world and consequently a large volume of pistachio waste byproducts would be created annually. Converting this byproduct to biochar may be an efficient tool to prevent its accumulation. On the other hand, the produced biochar could be used as a soil amendment. The present study was conducted to evaluate biochar produced from pistachio nutshell under different temperatures for reducing Cd availability under different moisture regimes.

**Materials and Methods:** The soil texture in the present study was sandy-loam. Raw pistachio nutshell (RPN) was used to produce biochar under different temperatures. RPN was rapped in aluminum foils and heated for 2 h in a muffle furnace under 200, 400 and 600 °C. The pH, EC and concentrations of P, K, Fe, Mn, Zn and Cu of RPN and produced biochars were determined. A completely randomized experimental design with factorial arrangement including nine biochar treatments (control (no amendment), RPN and biochars produced under 200, 400 and 600 °C at 2% and 4% rates), and two moisture regims (20% w/w and waterlogging) was carried out with two replications. The samples were spiked with 25 and 50 mg Cd $kg^{-1}$ and incubated for 90 days under laboratory temperature. Available Cd extracted by DTPA-TEA on 15, 30, 60 and 90 days after incubation. Cadmium concentration determined by Atomic Absorption Spectrometry (Mark and Model: HITACHI- ZCAST 2300). Analysis of variance and compare of means used to evaluate the effects of various treatments on DTPA-Cd.

**Results and Discussion:** The nutrient concentrations of biochar were increased with increasing the production temperature. The RPN and biochar of 200 ºC had the least nutrient concentrations while the biochar of 600 ºC showed the highest nutrient concentrations. The increases of pH and EC occurred with increasing the biochar production temperature. The pH ranged from 6.36 to 9.36 and EC range was 13.5-31.9 dS $m^{-1}$. The analysis of variance showed that biochar, moisture regime and their interaction significantly affected DTPA-Cd on all of the studied times ($P< 0.01$) in both Cd levels. The cadmium availability was reduced by incubation times in all of the treatments and 600°C biochar caused the highest decrease of DTPA-Cd. In 25 mg Cd $kg^{-1}$ level, the application of 600°C biochar caused significant decrease of DTPA-Cd by 54.2, 73, 53.5 and 60.5 % in comparison with control on 15, 30, 60 and 90 d, respectively. In 50 mg Cd $kg^{-1}$ level, 600°C biochar in 4% w/w and 20% w/w moisture contents reduced DTPA Cd by 38.6, 43.4, 39.8 and 45.7 mg $kg^{-1}$ on 15, 30, 60 and 90 d, respectively. The DTPA-Cd was reduced by increasing the biochar application rate to 4% w/w, but only for biochar of 600°C, this reduction had a significant difference with 2% application rate. Four percent biochar application rate on waterlogging condition reduced DTPA-Cd by 60.1%, 34.1 % and 53.6 % compared with 2% application rate on 30, 60 and 90 d, respectively. These changes on 50 mg Cd $kg^{-1}$ in 20 % moisture level were 36.8, 43.8, 37.7 and 35.2 % on 15, 30, 60 and 90d, respectively. In 20% moisture level, the application of 600 °C biochar reduced DTPA-Cd compared with waterlogging while raw pistachio nuts and 200 and 400 °C biochars showed a reverse trend and increased DTPA-Cd in 20% moisture level compared with waterlogging.

**Conclusion:** Generally, regarding the decrease of DTPA-Cd by biochars, especially biochar of 600 °C, it can be concluded that biochar of pistachio nut shell particularly under 600 °C might be considered as an inexpensive and green environmental sorbent for Cd, however its potential to reduce Cd uptake by plants and Cd movement

1, 2 and 3 -Former M.Sc. student and Associat Professors of Soil Science Department, College of Agriculture, Yasouj University
(*- Corresponding Author Email: eadhami@gmail.com)

in environment requires further studies. Furthermore, the knowledge of the mechanisms that are responsible for Cd retention on biochar and desorption kinetic of sorbed Cd need further investigation.

**Keywords:** Biochar, Cadmium, Pistachio nutshell, Soil Pollution

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶،ص.۸۳۴-۸۲۲

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu.2017, p. 822-834

# بررسی آلودگی گرد و غبار اتمسفری استان کرمانشاه به برخی فلزات سنگین با استفاده از شاخص‌های آلودگی طی تابستان ۱۳۹۲

شهاب احمدی دوآبی[۱*]- مجید افیونی[۲]- مهین کرمی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۱/۱۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۹/۲۹

## چکیده

گرد و غبار یک منبع مهم فلزات سنگین به‌ویژه در محیط زیست شهری است. فلزات سنگین با اتصال به ذرات گرد و غبار می‌توانند در مقیاس وسیعی منتشر شوند. هدف از این مطالعه، بررسی غلظت برخی فلزات سنگین و وضعیت سطوح آلودگی آن‌ها در گرد و غبار استان کرمانشاه با استفاده از شاخص‌های مختلف آلودگی بود. جهت انجام این مطالعه تعداد ۴۹ نمونه گرد و غبار از شهرستان‌های کرمانشاه، سنقر، گیلان‌غرب، قصرشیرین، صحنه، سرپل‌ذهاب، کنگاور، پاوه و جوانرود طی فصل تابستان ۱۳۹۲ جمع‌آوری شد. غلظت کل فلزات Zn، Cu، Ni، Cr، Mn و Fe در نمونه‌های گرد و غبار اندازه‌گیری شد. میانگین غلظت Zn، Cu، Ni، Cr، Mn و Fe به ترتیب ۲۳۸، ۴۷، ۱۲۴، ۷۴، ۴۹۵ و ۲۸۷۰۴ ($mg\ kg^{-1}$) به‌دست آمد. از شاخص‌های زمین‌انباشتگی، فاکتور غنی‌شدگی، شاخص آلودگی و شاخص جامع آلودگی جهت تعیین میزان آلودگی نمونه‌های گرد و غبار استفاده گردید. نتایج مطالعه نشان داد که غلظت فلزات در گرد و غبار به‌جز برای آهن و منگنز در مقایسه با مقدار زمینه خاک‌های جهان بالاتر است که نشان از منشأ انسانی این فلزات دارد. شاخص زمین‌انباشتگی، فاکتور غنی‌شدگی و شاخص آلودگی محاسبه شده برای همه عناصر مورد مطالعه به صورت Fe<Mn<Cr<Cu<Zn<Ni می‌باشد. میزان شاخص زمین‌انباشتگی، فاکتور غنی‌شدگی و شاخص آلودگی در گرد و غبار برای نیکل، روی و مس (به‌ویژه نیکل) و به میزان کمتری کروم، نشان از آلودگی این فلزات دارد که احتمالاً از ترافیک و فعالیت‌های صنعتی سرچشمه گرفته‌اند. هم‌چنین میزان پایین این شاخص‌های ارزیابی آلودگی برای منگنز و آهن، نشان از عدم آلودگی گرد و غبار به این عناصر دارد. نتایج ارزیابی شاخص جامع آلودگی، آلودگی شدید گرد و غبار توسط فلزات سنگین را نشان می‌دهد. با توجه به نتایج این مطالعه، شناسایی و کنترل منابع آلاینده‌هایی چون فلزات سنگین در گرد و غبار به منظور پیشگیری از آلودگی ناشی از آن‌ها نیازمند توجه بیشتر می‌باشد.

**واژه‌های کلیدی:** ارزیابی آلودگی، عناصر سنگین، غبار اتمسفری، کرمانشاه

## مقدمه

فلزات سنگین به‌طور طبیعی در غلظت‌های کم در خاک و سنگ‌ها وجود دارند، اما فعالیت‌های انسانی مانند صنعت، ترافیک، سوزاندن سوخت‌های فسیلی و کشاورزی سبب افزایش و انتشار آن‌ها در محیط زیست می‌شود (۳۱). اغلب فلزات سنگین حتی در غلظت‌های کم سمی هستند و زندگی بیولوژیکی را تهدید می‌کنند (۳۷). فلزات سنگین با ورود به بدن انسان می‌توانند در بافت‌ها تجمع یابند و روی سیستم عصبی و گردش خون تأثیر گذارند. همچنین، این فلزات سبب اختلال عملکرد طبیعی اندام‌های داخلی می‌شوند یا ممکن است عامل کمکی برای ایجاد بیماری‌های دیگر باشند (۲۷).

فلزات سنگین از مسیرهای مختلف مانند فرونشست اتمسفری، استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی، کمپوست، لجن و پساب فاضلاب، آهک، آب آبیاری و محصولات فرعی صنعتی وارد خاک می‌شوند. در این میان فرونشست اتمسفری بزرگترین منبع ورود برخی فلزات به خاک است (۲۶). فلزات سنگین می‌توانند از طریق فرونشست اتمسفری طی فرآیندهای متفاوت در بخش فوقانی خاک تجمع یابند (۳۹). گرد و غبار به‌عنوان حامل فلزات سنگین در اتمسفر عمل می‌کند و در نهایت این فلزات از این مسیر وارد خاک می‌گردند.

۱و ۲- دانش آموخته کارشناسی ارشد و استاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان
(*- نویسنده مسئول: Email: sahmadi96@yahoo.com)
۳- استادیار گروه خاکشناسی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه رازی، کرمانشاه

DOI: 10.22067/jsw.v31i3.53580

گرد و غبار و خاک سطحی در مناطق شهری، شاخصه‌های آلودگی فلزات سنگین از طریق فرونشست اتمسفری می‌باشند (۴). جذب فلزات سنگین از طریق سیستم خاک–گیاه به‌عنوان غالب‌ترین مسیری‌که فلزات سنگین را در خاک‌های کشاورزی تحت تأثیر قرار می‌دهد مورد بررسی قرار گرفته است، اما فرونشست جوی فلزات سنگین که ۸۵-۲۵ درصد از کل ورودی فلزات سنگین به خاک را تشکیل می‌دهد و از مهم‌ترین منابع فلزات سنگین در خاک است (۲۶)، کمتر بررسی شده است. نیکلسون و همکاران (۲۶)، سهم فرونشست جوی در کل ورودی فلزات سنگین به خاک‌های کشاورزی انگلیس و ولز را برای مس و روی۴۸-۳۸ درصد، سرب، نیکل و آرسنیک ۷۷-۵۵ درصد، کادمیم ۵۳ درصد و جیوه ۸۵ درصد گزارش کرده‌اند. محمودی و خادمی (۲۴)، نرخ ورود سرب و کادمیم را از طریق گرد و غبار به خاک‌های اصفهان و برخی شهرهای مجاور با توجه به میزان استفاده از سایر منابع متفاوت و به ترتیب بین ۹۱-۳۵ درصد و ۴۷-۱۲ درصد بیان نمودند. احمدی دوآبی و همکاران (۱)، سهم فرونشست جوی در کل ورودی فلزات سنگین به خاک‌های کشاورزی ۹ شهرستان مورد مطالعه استان کرمانشاه را برای روی، مس و نیکل در مقیاس شهرستان ۲۹-۴ درصد و در مقیاس منطقه مطالعاتی ۴-۲ درصد گزارش کردند.

در پژوهش‌های زیست‌محیط‌یاز شاخص‌های محاسباتی مانند شاخص زمین انباشتگی[1]، فاکتور غنی‌شدگی[2]، شاخص آلودگی[3] و شاخص جامع آلودگی[4] برای شناخت منشأ و شدت آلودگی فلزات سنگین در خاک‌ها، رسوبات و گرد و غبار استفاده می‌شود (۱۳ و ۲۳). از این شاخص‌ها همچنین برای مقایسه، ارزیابی، پایش و مدیریت اثرات عناصر آلاینده در خاک نیز استفاده می‌شود (۸). لو و همکاران (۲۳)، آلودگی فلزات روی، مس، نیکل، منگنز و سرب را در گرد و غبار خیابانی در چین با استفاده از شاخص زمین‌انباشتگی، فاکتور غنی-شدگی، شاخص آلودگی و شاخص جامع آلودگی مورد بررسی قرار دادند و نشان دادند که بیشترین میزان شاخص زمین‌انباشتگی و فاکتور غنی‌شدگی مربوط به سرب، روی و مس است که غالباً از ترافیک (عبور و مرور وسایل نقلیه) و فعالیت‌های صنعتی سرچشمه گرفته‌اند. هم‌چنین میزان شاخص زمین‌انباشتگی و فاکتور غنی‌شدگی برای عناصر نیکل و منگنز کم بوده است. فیز و همکاران (۱۱)، طی تحقیقی بر روی ارزیابی آلودگی فلزات سنگین موجود در گرد و غبار شهری پاکستان، نشان دادند که بیشترین میزان شاخص زمین-انباشتگی، شاخص آلودگی و شاخص جامع آلودگی به ترتیب مربوط به فلزات Ni<Cd<Zn<Pb<Cu است و هم‌چنین تمامی شاخص‌ها، آلودگی متوسط را نشان می‌دهند که با توجه به رشد سریع شهر نشینی انتظار می‌رود میزان آلودگی زیادتر شود. وی و همکاران (۳۹) نیز با بررسی آلودگی گرد و غبار به فلزات سنگین در شهر ارومچی در چین با استفاده از شاخص زمین‌انباشتگی و شاخص جامع آلودگی گزارش کردند که سطح آلودگی فلزات سنگین گرد و غبار در دسته متوسط آلودگی قرار می‌گیرد. جعفری (۱۶)، در بررسی گرد و غبار اتمسفری کرمان بیان کرد که فلزات منگنز و نیکل کمترین و روی و مس بیشترین شاخص آلودگی را دارند و هم‌چنین این فلزات دارای شاخص جامع آلودگی در کلاس متوسط و شدید هستند. راشکی و همکاران (۲۸)، طی تحقیقی در گرد و غبار سیستان، مقدار شاخص غنی‌شدگی را برای عناصر روی، مس، نیکل، کروم و سرب بسیار کم گزارش نمودند که نشان دهنده منشأ طبیعی این عناصر است. در حالی‌که زراسوندی و همکاران (۴۳)، طی بررسی گرد و غبار استان خوزستان میزان شاخص غنی‌شدگی برای عناصر نیکل و کروم را بیش از ۱۰ بیان نمودند و منشأ آن را فعالیت‌های انسانی گزارش نمودند.

در نقاط مختلف دنیا مطالعات زیادی در ارتباط با ارزیابی آلودگی برخی فلزات سنگین موجود در گرد و غبار انجام شده است. با وجود اهمیت فرونشست اتمسفری به‌عنوان یک منبع مهم ورود عناصر سنگین به خاک، متأسفانه اطلاعات منتشر شده‌ای درباره مقدار فرونشست اتمسفری عناصر سنگین در استان کرمانشاه در دسترس نیست. با توجه به گزارش‌های پراکنده موجود در منابع مختلف، انتظار می‌رود که مقدار عناصری که از این طریق وارد خاک می‌شوند، به‌ویژه در مناطق صنعتی، قابل توجه باشد. بنابراین با توجه به اهمیت آلودگی عناصر سنگین، این تحقیق به منظور بررسی غلظت فلزات سنگین در فرونشست اتمسفری و شناسایی سطوح آلودگی این فلزات با استفاده از شاخص‌های زیست محیطی چون شاخص زمین‌انباشتگی، فاکتور غنی‌شدگی، شاخص آلودگی و شاخص جامع آلودگی انجام شد.

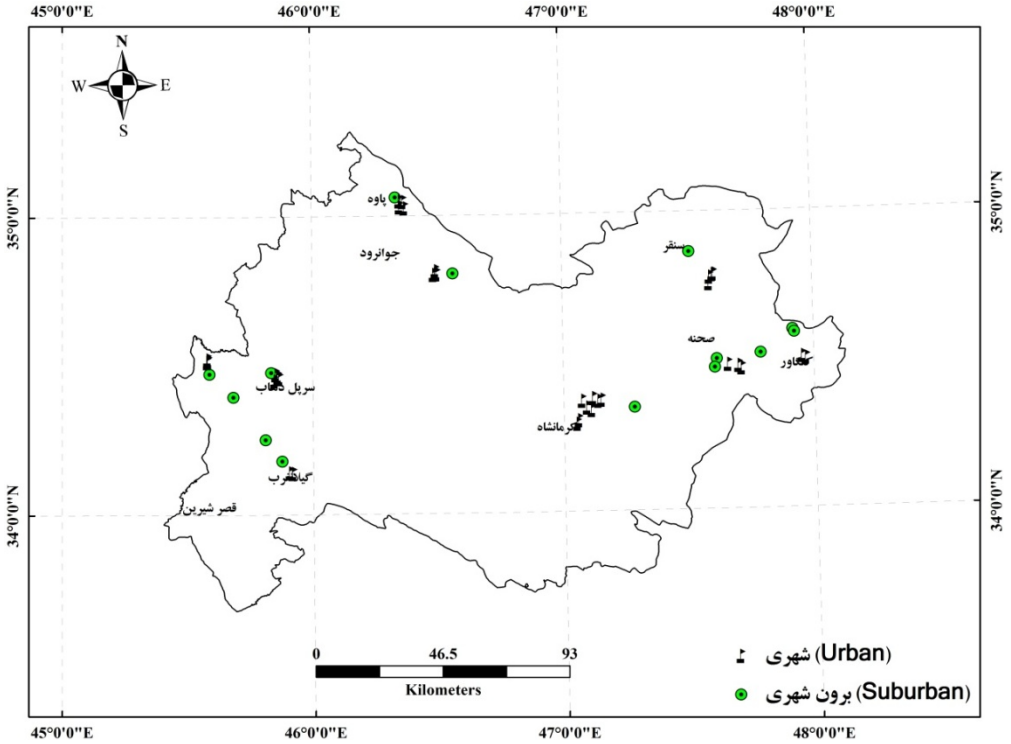
## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

استان کرمانشاه با وسعت ۲۵۰۰۸ کیلومتر مربع در غرب کشور،حدود ۱/۵ درصد مساحت کل کشور را تشکیل می‌دهد. این استان بین طول‌های جغرافیایی ′۴۵°۲۴ تا ′۴۸°۷ شرقی و عرض‌های ′۳۳°۴۰ تا ′۳۵°۱۸ شمالی قرار گرفته است. حداکثر و حداقل ارتفاع در این استان به ترتیب ۳۳۹۰ و ۱۸۰ متر می‌باشد و دارای آب و هوای خشک و نیمه‌خشک با جبهه‌های مرطوب مدیترانه‌ای است. متوسط میزان بارندگی و دمای سالیانه در سطح استان به ترتیب بین ۴۰۰ تا ۵۰۰ میلی‌متر و ۱۶ درجه سانتیگراد است. جهت وزش بادهای غالب استان در طول سال غربی بوده، که همراه با نوساناتی در جهت شمال

1- Geo-accumulation Index
2- Enrichment Factor
3- Pollution Index
4- Integrated Pollution Index

غرب و جنوب غربی است (۱۵و ۳۵). در این مطالعه شهرستان‌های کرمانشاه، سنقر، گیلان‌غرب، قصرشیرین، صحنه، سرپل‌ذهاب، کنگاور، پاوه و جوانرود با مساحت ۱۷۱۱۸ کیلومتر مربع به‌عنوان منطقه مطالعاتی بررسی شدند (شکل ۱).




**شکل۱- منطقه مورد مطالعه و موقعیت نقاط نمونه‌برداری در استان کرمانشاه**

**Figure 1- Study area and sampling points in Kermanshah province**

## نمونه‌برداری و تجزیه‌های آزمایشگاهی

نمونه‌برداری گرد و غبار مجموعاً در ۴۹ نقطه مختلف استان کرمانشاه صورت گرفت. توزیع نقاط نمونه‌برداری به گونه‌ای در نظر گرفته شد که موقعیت‌های مختلف شهری (۳۵ سایت) و برون شهری (۱۴ سایت) را دربر بگیرد (شکل ۱). تله‌های رسوب‌گیر مورد استفاده جهت جمع‌آوری گرد و غبار، دارای قطر ۳۲ و عمق ۱۲ سانتی‌متر بود (۳۴) که توسط یک ورقه پلاستیکی ۲×۲ میلی‌متر پوشانده شده و در ارتفاع ۳۳ سانتیمتری از سطح پشت بام خانه‌ها ثابت نگه داشته شدند (شکل ۲). نمونه‌های گرد و غبار طی یک دوره، از تیر تا شهریور ماه ۱۳۹۲، جمع‌آوری و مورد مطالعه قرار گرفتند. لازم به ذکر است که به‌دلیل هزینه‌های بالای اقتصادی، نمونه‌برداری به صورت فصلی و در پایان تابستان ۱۳۹۲ صورت گرفت. در شهر کرمانشاه ۹ تله و در سایر شهرستان‌ها هر یک ۵ تله بر روی پشت بام خانه‌های یک طبقه (ارتفاع حدود ۴ متر از سطح زمین) با توزیع مناسب نصب گردید.



**شکل ۲- تله مورد استفاده جهت جمع‌آوری گرد و غبار**

**Figure 2- Sampler used for dust collection**

نمونه‌های گرد و غبار پس از جمع‌آوری با آب مقطر و انتقال به آزمایشگاه، در دمای ۱۰۵ درجه سانتیگراد آون به مدت ۲۴ ساعت قرار داده شدند و سپس ازالک ۱ میلی‌متری عبور داده شدند. ۰/۵ گرم نمونه گرد و غبار توزین و در ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد. سپس مقدار ۱۰ میلی‌لیتر ترکیب اسید کلریدریک و اسید نیتریک غلیظ (با نسبت ۳:۱) (۳۳) به نمونه‌ها اضافه گردید. درب ارلن‌ها توسط ورقه آلومینیمی پوشیده شد و در دمای اتاق به مدت یک شب به حال خود رها گردید، سپس ورقه‌های آلومینیمی برداشته شده و درب ارلن‌ها توسط شیشه ساعت آزمایشگاهی پوشانده شد و به مدت ۲ ساعت در دمای ۸۰ درجه سانتیگراد حرارت داده شد. پس از سرد شدن نمونه‌ها توسط کاغذ صافی واتمن ۴۲ در داخل بالن ۵۰ میلی‌لیتری کاملاً صاف گردید و در نهایت با آب مقطر به حجم رسانده شد (۱۸ و ۳۳). غلظت کل عناصر روی، مس، نیکل، کروم، منگنز و آهن در عصاره‌های استخراج شده به کمک دستگاه جذب اتمی پرکین المر مدل ۳۰۳۰ تعیین شد.

## شاخص‌های ارزیابی آلودگی

روش‌هایی برای تعیین میزان غنی‌سازی فلز یا آلودگی در خاک‌ها، رسوبات و گرد و غبار مورد استفاده قرار گرفته است (۱۳ و ۳۸). در این مطالعه از معیارهای مختلف شامل شاخص زمین‌انباشتگی، فاکتور غنی‌شدگی، شاخص آلودگی و شاخص جامع آلودگی جهت سنجش میزان آلودگی گرد و غبار به فلزات سنگین و اثر فاکتورهای خارجی بر گرد و غبار استفاده شد.

## شاخص زمین‌انباشتگی

درتحلیل‌های زیست محیطی، از شاخص زمین‌انباشتگی ($I_{geo}$)[1] به منظور مشخص کردن سطح آلودگی و میزان تأثیر عوامل انسان‌زاد از عوامل طبیعی استفاده می‌شود. این شاخص می‌تواند بیانگر شدت تأثیر عوامل خارجی (انسان‌زاد) باشد (۶). شاخص زمین‌انباشتگی که اولین‌بار توسط مولر معرفی شده است (۲۵)، می‌تواند درجه آلایندگی گرد و غبار را نیز تعیین کند و با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$I_{geo} = \log_2 [C_n/(1.5B_n)] \quad (۱)$$

در این معادله، $C_n$ غلظت عنصر در نمونه رسوب و یا خاک مورد مطالعه و $B_n$ غلظت زمینه است. در این مطالعه از غلظت فلزات سنگین در خاک‌های جهان به‌عنوان غلظت زمینه استفاده شد (۵). جهت تصحیح اثرات مواد مادری خاک، نوسانات طبیعی و تغییرات بسیار کم ایجاد شده در اثر فعالیت‌های انسانی از ضریب ۱/۵ استفاده می‌گردد. مولر (۲۵) هفت کلاس برای شاخص زمین انباشتگی در نظر گرفته است (جدول ۱).

## فاکتور غنی‌شدگی

در مطالعات محیط زیستی، به‌ویژه زمانی که فاکتورهای طبیعی و انسانی به‌طور همزمان غلظت فلزات سنگین را تحت تأثیر قرار می‌دهند، می‌توان برای تعیین میزان اثر فاکتور خارجی از فاکتور غنی‌شدگی (EF)[2] استفاده نمود (۳۶). فاکتور غنی‌شدگی، در ابتدا برای ارزیابی عناصر در جو، بارش یا آب دریا استفاده می‌شد، اما به‌تدریج برای مطالعه خاک، رسوبات و سایر موارد زیست محیطی توسعه یافت (۳۰). فاکتور غنی‌شدگی یک فلز با استفاده از رابطه زیر به‌دست می‌آید:

$$EF = (C_x/C_{ref})_{sample}/(C_x/C_{ref})_{background} \quad (۲)$$

در این فرمول $(C_x/C_{ref})_{sample}$ نسبت غلظت فلز مورد نظر به فلز مرجع در نمونه مورد مطالعه و $(C_x/C_{ref})_{background}$ نسبت غلظت فلز مورد نظر به فلز مرجع در مقادیر زمینه می‌باشد. مقادیر فاکتور غنی‌شدگی در پنج کلاس قرار می‌گیرند که در جدول ۲ آورده شده است (۱۹ و ۴۲). برای تعیین فاکتور غنی‌شدگی بیشتر از عناصری چون Fe، Al، Li (۳۲) به‌عنوان فلزات مرجع استفاده می‌شود. در این مطالعه از آهن به‌عنوان فلز مرجع برای نرمال‌سازی محاسبات استفاده گردید (۳ و ۲۳)، زیرا این فلز میزان بیشتری را در پوسته زمین دارد (۳)، سهم منابع انسانی برای ایجاد آن در اتمسفر ناچیز است (۴۱) و به‌طور عمده از منابع طبیعی ناشی می‌شود (۳۲).

## شاخص آلودگی و شاخص جامع آلودگی

شاخص آلودگی (PI)[3] و شاخص جامع آلودگی (IPI)[4] نیز به‌طور معمول برای ارزیابی کیفیت محیط زیست استفاده می‌شود (۹). شاخص آلودگی به صورت نسبت غلظت عنصر در نمونه مورد مطالعه به غلظت زمینه تعریف شده و برای هر عنصر محاسبه و در سه کلاس طبقه‌بندی می‌شود (جدول ۳). شاخص جامع آلودگی، تمام عناصر سنگین مورد مطالعه برای یک نمونه را بررسی می‌کند و به عنوان متوسط شاخص آلودگی تمام عناصر در سه کلاس تعریف می‌شود (جدول ۳). مزیتی که شاخص جامع آلودگی نسبت به شاخص‌های دیگر دارد این است که در این شاخص، ریسک آلودگی نسبت به همه فلزاتی که مورد مطالعه قرار می‌گیرند مشخص می‌شود.

1- Geo-accumulation Index (I*geo*)

2- Enrichment Factor (EF)
3- Pollution Index (PI)
4- Integrated Pollution Index (IPI)

**جدول ۱- طبقات شاخص زمین‌انباشتگی**

**Table 1- Geo-accumulation index classes**

| کلاس<br>Class | شاخص زمین انباشتگی<br>Geo-accumulation index | درجه آلودگی<br>Pollution degree |
|---|---|---|
| 0 | $I_{geo} \leq 0$ | غیر آلوده<br>Practically unpolluted |
| 1 | $0 < I_{geo} \leq 1$ | غیر آلوده تا کمی آلوده<br>Unpolluted to moderately polluted |
| 2 | $1 < I_{geo} \leq 2$ | کمی آلوده<br>Moderately polluted |
| 3 | $2 < I_{geo} \leq 3$ | کمی آلوده تا خیلی آلوده<br>Moderately to strongly polluted |
| 4 | $3 < I_{geo} \leq 4$ | خیلی آلوده<br>Strongly polluted |
| 5 | $4 < I_{geo} \leq 5$ | خیلی آلوده تا شدیداً آلوده<br>Strongly to extremely polluted |
| 6 | $I_{geo} > 5$ | شدیداً آلوده<br>Extremely polluted |

**جدول ۲- طبقات فاکتور غنی‌شدگی**

**Table 2- Enrichmentfactor classes**

| کلاس<br>Class | فاکتور غنی‌شدگی<br>Enrichment Factor | درجه غنی‌شدگی<br>Pollution degree |
|---|---|---|
| 1 | $EF < 2$ | غنی‌شدگی کم<br>Deficiency to minimal enrichment |
| 2 | $2 \leq EF < 5$ | غنی‌شدگی متوسط<br>Moderate enrichment |
| 3 | $5 \leq EF < 20$ | غنی‌شدگی زیاد<br>Significant enrichment |
| 4 | $20 \leq EF < 40$ | غنی‌شدگی خیلی زیاد<br>Very high enrichment |
| 5 | $EF \geq 40$ | غنی‌شدگی بشدت زیاد<br>Extremely high enrichment |

**جدول ۳- طبقات شاخص آلودگی و شاخص جامع آلودگی**

**Table 3- Pollution index (PI) and integrated pollution index (IPI) classes**

| کلاس<br>Class | شاخص آلودگی<br>Pollution Index (PI) | شاخص جامع آلودگی<br>Integrated pollution index (IPI) | سطح آلودگی<br>Pollution level |
|---|---|---|---|
| 1 | $PI \leq 1$ | $IPI \leq 1$ | کم<br>Low |
| 2 | $1 < PI \leq 3$ | $1 < IPI \leq 2$ | متوسط<br>Middle |
| 3 | $PI > 3$ | $IPI > 2$ | زیاد<br>High |

## نتایج و بحث

برای ارزیابی اثرات زیست محیطی عناصر سنگین در خاک یا گرد و غبار یک منطقه، بایستی میزان غلظت عناصر آن را با یک استاندارد شناخته شده مقایسه نمود. اما به‌دلیل عدم وجود استانداردی برای درجه آلودگی گرد و غبار در ایران از شاخص‌های ارزیابی آلودگی برای بررسی آلودگی گرد و غبار به عناصر سنگین استفاده می‌شود.

### توصیف آماری غلظت فلزات سنگین

خلاصه‌ای از آماره‌های توصیفی عناصر سنگین مورد مطالعه در جدول ۴ آمده است. ترتیب میانگین غلظت عناصر در گرد و غبار اتمسفری منطقه مطالعاتی در طول دوره نمونه برداری به صورت آهن> منگنز> روی> نیکل> کروم> مس است. برای فلز روی، انحراف معیار بالایی یافت شد که نشان دهنده تغییرپذیری بالای غلظت‌های این عنصر در نمونه‌های گرد و غبار استان است. مقادیر چولگی برای همه فلزات به‌جز برای آهن مثبت هستند که بیان کننده میزان بالای میانگین نسبت به میانه غلظت‌ها می‌باشد. هم‌چنین مقدار چولگی ۴/۹۸ (بیشترین مقدار در بین سایر عناصر) برای مس نشان از وجود نقاط بسیار آلوده برای این عنصر دارد. علاوه بر این، ضریب تغییرات عناصر مورد مطالعه به‌جز برای مس و روی کمتر از ۵۰ درصد می‌باشد که نشان‌دهنده تغییرات همگن و یکنواخت این عناصر در گرد و غبار منطقه مورد مطالعه بوده و بیانگر محدود بودن عوامل دخیل در تغییرات آن‌ها است (۷). نتایج آزمون کولموگروف- اسمیرنف نشان داد که غلظت آهن از تابع توزیع نرمال پیروی می‌کند ولی توزیع غلظت روی، مس، نیکل، کروم و منگنزنرمال نیست. غلظت زمینه خاک‌های جهان برای عناصر سنگین مورد مطالعه در جدول ۴ نشان داده شده است (۵ و ۲۰). بالا بودن غلظت حداقل فلزات روی، مس، نیکل و کروم در گرد و غبار استان کرمانشاه نسبت به خاک‌های جهان می‌تواند نشان دهنده منشأ احتمالی انسانی و آلوده بودن گرد و غبار به این فلزات باشد. این در حالی است که پایین بودن غلظت آهن و منگنز نسبت به خاک‌های جهان می‌تواند نشان از منشأ طبیعی و غیر آلوده بودن این فلزات داشته باشد. در این تحقیق غلظت بالای فلزات سنگین فرونشست اتمسفری منعکس کننده ورود انسانی این فلزات در نتیجه رشد سریع صنعتی شدن و گسترش شهری است.

سعیدی و همکاران (۳۲)، طی تحقیقاتی در مورد آلودگی فلزات سنگین در غبارهای ته‌نشین شده خیابانی شهر تهران گزارش نمودند که غلظت فلزات روی و مس به‌طور قابل توجهی بالاتر از میانگین غلظت این فلزات در پوسته زمین است که نشان از منشأ احتمالی انسانی این فلزات دارد. جعفری (۱۶)، در بررسی گرد و غبار اتمسفری کرمان بیان نمود که بالاترین میانگین غلظت فلزات سنگین در طول ۷ ماه نمونه‌برداری (اردیبهشت تا آبان) به ترتیب مربوط به فلزات منگنز> روی> مس> سرب> نیکل می‌باشد و فلزات روی، مس و سرب عمدتاً از منابع صنعتی و ترافیکی مشتق شده‌اند در حالی‌که منگنز و نیکل از منابع طبیعی سرچشمه گرفته‌اند. محمودی و خادمی (۲۴)، در بررسی گرد و غبار اتمسفری اصفهان طی ۵ ماه (مرداد تا آذر) گزارش کردند که بالاترین میانگین غلظت فلزات سنگین به ترتیب مربوط به فلزات منگنز> روی> سرب> نیکل> مس> کروم می‌باشد و مهم‌ترین منابع تولید فلزات روی و سرب را آلودگی حاصل از وسایل نقلیه، مس و نیکل را مرتبط با ترافیک و منگنز را مرتبط با فعالیت‌های صنایع ذوب آهن و فولاد مبارکه دانستند.

**جدول ٤-توصیف آماری غلظت کلفلزات سنگین ($mg\ kg^{-1}$)در نمونه‌های گرد و غبار منطقه مطالعاتی استان کرمانشاه طی تابستان۱۳۹۲ (n=٤٩)**

**Table 4-Statistical description of the total concentration of heavy metals ($mg\ kg^{-1}$) in dust samples from the study area in Kermanshah province during the summer2013 (n=49)**

| | روی Zn | مس Cu | نیکل Ni | کروم Cr | منگنز Mn | آهن Fe |
|---|---|---|---|---|---|---|
| حداقل(Minimum) | 132 | 24 | 60 | 44 | 400 | 20,750 |
| حداکثر(Maximum) | 700 | 256 | 245 | 147 | 695 | 35,562 |
| میانگین(Mean) | 238 | 47 | 124 | 74 | 495 | 28,704 |
| انحراف معیار(Std. deviation) | 126 | 35 | 51 | 26 | 57 | 2956 |
| ضریب تغییرات (٪)(CV%) | 53 | 74 | 41 | 35 | 11 | 10 |
| چولگی(Skewness) | 1.96 | 4.98 | 0.9 | 1.35 | 0.96 | -0.15 |
| کولموگروف-اسمیرنف(Kolmogorov- Smirnov) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.02 | 0.2 |
| مقادیر زمینه (۵)(Background values(5)) | 62 | 14 | 18 | 42 | 418 | 47,000 |

### مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین با سایر مطالعات

جدول ۵ نشان می‌دهد که میانگین غلظت عناصر روی، مس، نیکل و کروم در نمونه‌های گرد و غبار شهری بیشتر از نمونه‌های گرد و غبار برون شهری بود که می‌تواند نشان دهنده اثر فعالیت‌های انسانی بر این عناصر باشد. در حالی‌که برای عناصر آهن و منگنز غلظت در نمونه‌های گرد و غبار برون شهری بیشتر بود و نشان از منشأ طبیعی این عناصر دارد. در جدول ۵ میانگین غلظت فلزات مورد مطالعه با سایر تحقیقات انجام شده در ایران و جهان مورد مقایسه قرار گرفته است. غلظت فلز نیکل در گرد و غبار اتمسفری کرمانشاهنسبت به سایر مناطق ذکر شده به‌صورت چشم‌گیری بالاتر

بوده و نشان از آلوده‌تر بودن گرد و غبار به این فلز دارد. هم‌چنین میزان غلظت کروم به‌جز برای چین بیشتر از سایر مطالعات صورت گرفته است. این نشان می‌دهد که این فلزات می‌توانند با انباشت در سطح خاک، خاک‌های کشاورزی استان را طی سال‌های آینده با مشکل جدی آلودگی همراه کنند و سبب برهم‌زدن توازن عناصر در خاک شوند. هم‌چنین با انتقال به چرخه غذایی یا جذب مستقیم این عناصر توسط انسان (با تنفس هوای آلوده)، سلامت افراد جامعه به‌ویژه کودکان و سالمندان در معرض خطر قرار می‌گیرد. احمد و اسهیگا (۲)، گزارش نمودند که نیکل موجود در گرد و غبار خیابانی شهر داکا عمدتاً از منابع صنعتی سرچشمه گرفته است. وی و همکاران (۴۰) طی تحقیقی در مورد خطرات زیست محیطی ناشی از فلزات سنگین در شهر ارومچی در چین، منبع اصلی نیکل را ترافیک، صنعت و انتشارات ناشی از احتراق زغال سنگ بیان کردند. هم‌چنین آن‌ها دریافتند که انتشارات ترافیکی ممکن است منبع عمده آلودگی برای روی، مس و کروم باشد، در حالی‌که کروم نیز ممکن است از ترکیب منابع ترافیکی و صنعتی منشأ گرفته باشد.

**جدول ۵- مقایسه‌غلظت فلزات سنگین ($mg\ kg^{-1}$) در گرد و غبار کرمانشاهبا نتایج مطالعات قبلی انجامشده در ایران و جهان**

**Table 5-Heavy metalsconcentrations ($mg\ kg^{-1}$) in dust of Kermanshahin comparison with the results of previous studiesin Iran and the world**

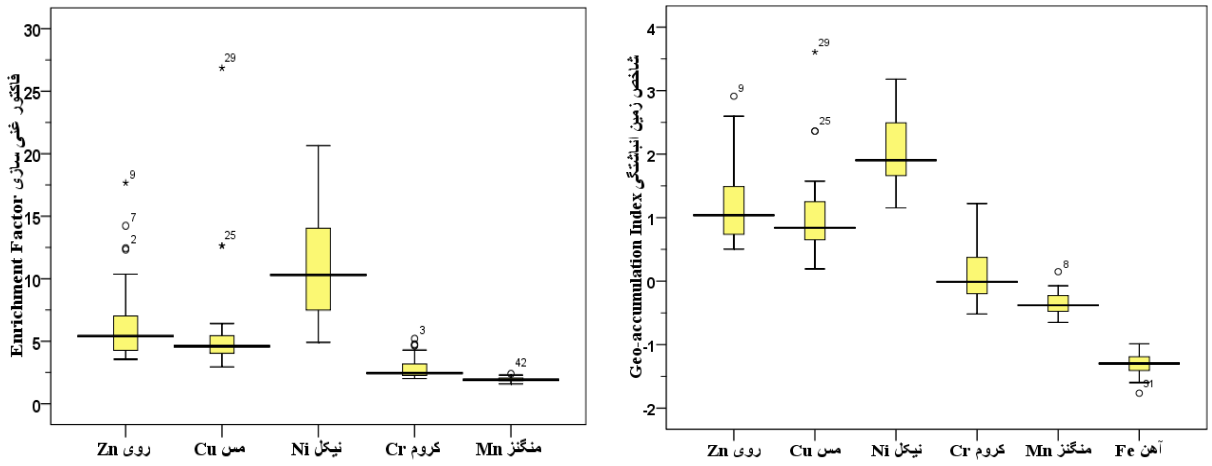
| مکان Location | | روی Zn | مس Cu | نیکل Ni | کروم Cr | منگنز Mn | آهن Fe | منبع Reference |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| کرمانشاه Kermanshah | شهری Urban (n=35) | 243 | 47 | 132 | 78 | 494 | 28,617 | مطالعه حاضر Present study |
| | برون شهری Suburban (n=14) | 227 | 45 | 104 | 64 | 497 | 28,921 | |
| | کل Total (n=49) | 238 | 47 | 124 | 74 | 495 | 28,704 | |
| (Shiraz)شیراز | | 403 | 136 | 77 | 67 | 438 | 20,255 | (20) |
| (Kurdistan)کردستان | | – | 61 | – | – | 498 | 14,004 | (21) |
| (Arak)اراک | | 9 | 45 | 28 | 46 | – | – | (12) |
| (Tehran)تهران | | 873 | 225 | 35 | 33 | 1,214 | 47,936 | (32) |
| (Kerman)کرمان | | 214 | 60 | 35 | – | 342 | – | (16) |
| (Isfahan)اصفهان | | 470 | 71 | 82 | 24 | 540 | – | (24) |
| (Nanjing–China)نانجینگ | | 394 | 123 | 56 | 126 | 646 | 34,200 | (14) |
| (Baoji–China)بائوچی | | 715 | 123 | 49 | 127 | 804 | – | (23) |
| (Amman–Jordan)امان | | 401 | 250 | 16 | 18 | 145 | 5,371 | (17) |
| (Ottawa–Canada)اتاوا | | 184 | 188 | 19 | 59 | 534 | 25,660 | (29) |
| (Madrid–Spain)مادرید | | 476 | 188 | 44 | 61 | 362 | 19,300 | (10) |

## ارزیابی زیست محیطی فلزات سنگین

نتایج شاخص زمین‌انباشتگی و فاکتور غنی‌شدگی برای فلزات سنگین مورد مطالعه در گرد و غبار استان کرمانشاه در شکل ۳ نشان داده شده است. محدوده شاخص زمین‌انباشتگی به ترتیب از ۰/۵ تا ۲/۹، ۰/۲ تا ۳/۶، ۱/۱۵ تا ۳/۲، ۰/۵- تا ۱/۲، ۰/۶۵- تا ۰/۱۵و ۱/۸- تا ۰/۹۹- با میانگین ۱/۲، ۰/۹۹، ۲/۱، ۰/۱۵، ۰/۳۵- و ۱/۳- برای روی، مس، نیکل، کروم، منگنز و آهن متغیر است. مقدار شاخص زمین‌انباشتگی در منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد که برای فلز نیکل به ترتیب ۵۹، ۳۷ و ۴ درصد از داده‌ها در کلاس ۲، ۳ و ۴، برای فلز روی ۵۱، ۳۷ و ۱۲ درصد از داده‌ها در کلاس ۱، ۲ و ۳ و برای فلز مس ۶۵، ۲۹، ۴ و ۲ درصد در کلاس ۱، ۲، ۳ و ۴ قرار دارد، در حالی‌که ۵۳، ۹۸ و ۱۰۰درصد از داده‌ها به ترتیب برای فلزات کروم، منگنز و آهن در کلاس صفر (غیر آلوده) قرار داشت. قدیمی و همکاران (۱۲)، طی بررسی آلودگی فلزات سنگین در گرد و غبار شهر اراک، گزارش نمودند که بر اساس شاخص زمین‌انباشتگی برای فلزات روی و کروم گرد و غبار عملاً غیر آلوده بوده و این فلزات احتمالاً منشأ طبیعی داشتند، حال آن‌که برای فلزات مس و نیکل، گرد و غبار مطالعه شده غیر آلوده تا کمی آلوده بوده و این فلزات منشأ انسانی داشتند. لو و همکاران (۲۳)، طی تحقیقی بر روی ارزیابی آلودگی فلزات سنگین موجود در گرد و غبار خیابانی در چین، بیان کردند که مقادیر میانگین شاخص زمین‌انباشتگی برای فلزات روی، مس، نیکل و منگنز به ترتیب ۲/۶، ۱/۸، ۰/۲ و ۰/۲- می‌باشد، که نشان از بالا بودن مقدار شاخص زمین‌انباشتگی برای روی و مس و سرچشمه گرفتن این عناصر از فعالیت‌های ترافیکی و صنعتی دارد.

مقادیرفاکتور غنی‌شدگی برای روی، مس، نیکل، کروم و منگنز به ترتیب در محدوده۱۷/۷-۳/۶، ۲۶/۹-۲/۹، ۲۰/۶۵-۴/۹، ۵/۲-۲ و ۲/۴-۱/۶ با میانگین ۶/۲، ۵/۴، ۱۱/۲، ۲/۸ و ۱/۹ قرار دارد (شکل ۳). میانگین فاکتور غنی‌شدگی برای روی، مس و نیکل بیشتر از ۳ است، در حالی‌که برای کروم و منگنز کمتر و نزدیک به ۳ است. از سوی دیگر، حداکثر فاکتور غنی‌شدگی برای روی، مس و نیکل بیشتر از ۱۰ است که نشان می‌دهد روی، مس و نیکل در نمونه‌های گرد و غبار استان عمدتاً از منابع انسانی سرچشمه گرفته‌اند (۲۲ و ۴۲). بنابراین به‌نظر می‌رسد که فاکتور غنی‌شدگی در این مطالعه می‌تواند ابزاری مؤثر برای تفکیک منشأ طبیعی از منابع انسانی باشد (۲۳). مقادیر فاکتور غنی‌شدگی در منطقه مورد مطالعه برای فلز نیکل نشان می‌دهد که ۹۴درصد از داده‌ها در کلاس ۳ (غنی‌شدگی زیاد) قرار دارد. برای فلز روی و مسبه ترتیب ۴۷ و ۵۹ درصد از داده‌ها در کلاس ۲ (غنی‌شدگی متوسط) و۵۳ و ۳۸ درصد در کلاس ۳ (غنی‌شدگی زیاد) قرار دارد. هم‌چنین برای فلز کروم ۹۸ درصد از داده‌ها در کلاس ۲ (غنی‌شدگی متوسط) و برای فلز منگنز ۴۱ و ۵۹ درصد از داده‌ها به ترتیب در کلاس۱ (غنی‌شدگی کم) و ۲ (غنی‌شدگی متوسط) قرار داشت. نتایج تحلیلی فاکتور غنی‌شدگی فلزات سنگین مورد مطالعه در نمونه‌های گرد و غبار استان مشابه همان نتایج حاصل از شاخص زمین‌انباشتگی می‌باشد به گونه‌ای که میزان آلودگی عناصر به ترتیب Fe<Mn<Cr<Cu<Zn<Ni بود.

کشاورزی و همکاران (۲۰)، طی بررسی سطوح آلودگی فلزات سنگین در گرد و غبار خیابانی شهر شیراز بیان نمودند که فاکتور غنی‌شدگی برای فلزات روی و مس بیشتر از ۱۰ بوده و منکعس کننده آلودگی قابل توجه زیست‌محیطی ناشی از این عناصر می‌باشد که عمدتاً از منابع ترافیکی است. هم‌چنین فاکتور غنی شدگی برای فلزات نیکل، کروم، منگنز و آهن کمتر از ۱۰ بود به گونه‌ای که منشأ نیکل، کروم و منگنز را خاک محلی و منشأ آهن را ترکیبی از منابع طبیعی و انسانی گزارش کردند. سعیدی و همکاران (۳۲)، طی مطالعه آلودگی فلزات سنگین در غبارهای ته‌نشین شده خیابانی شهر تهران گزارش نمودند که مقادیر میانگین فاکتور غنی‌شدگی برای فلزات روی و مس به ترتیب ۲۷ و ۱۰/۲ بوده است که در کلاس غنی‌شدگی زیاد قرار دارند و عمدتاً از فعالیت‌های انسانی سرچشمه گرفته‌اند. آن‌ها هم‌چنین مقادیر میانگین فاکتور غنی‌شدگی برای نیکل و کروم را به ترتیب ۱ و ۰/۸ گزارش کردند که علاوه بر فعالیت‌های انسانی احتمال دارد از منابع طبیعی نیز سرچشمه گرفته باشند. لو و همکاران (۲۳) نیز در چین، بیان کردند که مقادیر میانگین فاکتور غنی‌شدگی برای فلزات روی، مس، نیکل و منگنز به ترتیب ۶/۲، ۳/۵، ۱/۲ و ۰/۹ می‌باشد و هم‌چنین مقادیر بیشینه این فاکتور برای عناصر روی و مس بیشتر یا نزدیک به ۱۰ بود که نشان می‌دهد این عناصر عمدتاً از منابع انسانی سرچشمه گرفته‌اند.




**شکل ۳- نمودار جعبه‌ای شاخص زمین انباشتگی($I_{geo}$)و فاکتور غنی‌شدگی(EF)برای فلزات سنگین در نمونه‌های گرد و غبار کرمانشاه**

**Table 3- Box-plot of Geo-accumulation Index ($I_{geo}$) and Enrichment Factor (EF) for heavy metals in dust samples of Kermanshah**

در این پژوهش، شاخص آلودگی هر فلز با توجه به غلظت فلزات سنگین در خاک‌های جهان به‌عنوان غلظت زمینه محاسبه گردید که در جدول ۶ آورده شده است. آهن و منگنز دارای کمترین میزان آلودگی بوده و محدوده شاخص آلودگی برای این دو عنصر به ترتیب ۰/۴ تا ۰/۸ و ۰/۹۶ تا ۱/۷ می‌باشد. متوسط شاخص آلودگی آهن و منگنز به ترتیب ۰/۶ و ۱/۲ است که در کلاس کم تا متوسط آلودگی قرار می‌گیرند. این موضوع در مورد تمام نمونه‌های گرد و غبار نیز صدق می‌کند. محدوده شاخص آلودگی کروم بین ۱/۱ تا ۳/۵ و

متوسط آن ۱/۷ می‌باشد. برای کروم ۹۰ درصد داده‌ها در کلاس متوسط آلودگی قرار می‌گیرند. شاخص آلودگی روی، مس و نیکل نیز به ترتیب دارای محدوده ۱۱/۳-۲/۱، ۱۸/۳-۱/۷ و ۱۳/۶-۳/۳ با متوسط ۳/۸، ۳/۳ و ۶/۹ می‌باشند. برای روی، مس و نیکل ۵۱، ۳۷ و ۱۰۰ درصد از داده‌های این عناصر در کلاس آلودگی زیاد قرار می‌گیرند که نشان از آلودگی جدی این عناصر در گرد و غبار استان دارند. هم‌چنین ۴۹ و ۶۳ درصد از داده‌های عناصر روی و مس در کلاس آلودگی متوسط قرار دارند. بنابراین نتایج به دست آمده بیانگر این موضوع می‌باشد که نمونه‌های گرد و غبار نسبت به خاک‌های جهان دارای آلودگی بیشتری می‌باشند.

خصوصیات آماری شاخص جامع آلودگی نیز در جدول ۶ آورده شده است. نتایج نشان می‌دهد که محدوده شاخص جامع آلودگی نمونه‌های گرد و غبار بین ۱/۹ تا ۶/۲ و متوسط آن ۲/۹ می‌باشد که ۸ درصد آن در کلاس متوسط آلودگی و ۹۲ درصد آن در کلاس آلودگی شدید قرار می‌گیرند و نشان از آلودگی مجموع فلزات سنگین مورد مطالعه در همه نمونه‌های گرد و غبار دارد. لو و همکاران (۲۳)، گزارش کردند که با توجه به شاخص آلودگی، بخش قابل توجهی از آلودگی گرد و غبار مربوط به فلزات روی و مس با متوسط ۹/۶ و ۵/۴ بود. در تحقیق ایشان، هم‌چنین شاخص جامع آلودگی، آلودگی شدید گرد و غبار با متوسط ۶/۸ را نشان داد. نتایج مطالعه جعفری (۱۶)، نشان داد که شاخص آلودگی برای عناصر نیکل، کروم و منگنز به ترتیب با متوسط ۱/۷، ۲/۳ و۱/۲ در کلاس متوسط آلودگی قرار داشتند. حال آن‌که روی و مس با متوسط ۵/۸ و ۳/۸ در کلاس آلودگی شدید واقع شدند به‌گونه‌ای که ۱۰۰ درصد داده‌های روی و ۹۴ درصد داده‌های مس در کلاس آلودگی شدید قرار داشتند. ایشان هم‌چنین متوسط شاخص جامع آلودگی در نمونه‌های گرد و غبار را ۲/۹۸ گزارش کرد به‌طوری که ۶۶ درصد نمونه‌ها در کلاس آلودگی متوسط و ۳۴ درصد آن‌ها در کلاس آلودگی شدید قرار داشت.

**جدول ٦- توصیف آماری شاخص آلودگی(PI) و شاخص جامع آلودگی(IPI)فلزات سنگین در نمونه‌های گرد و غبار**

**Table 6- Statistical description of the Pollution Index (PI) and Integrated Pollution Index (IPI) ofheavy metalsin dust samples**

| | شاخص آلودگی (PI) Pollution Index (PI) | | | | | | شاخص جامع آلودگی (IPI) Integrated Pollution Index (IPI) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | روی Zn | مس Cu | نیکل Ni | کروم Cr | منگنز Mn | آهن Fe | |
| (Minimum)حداقل | 2.1 | 1.7 | 3.3 | 1.1 | 0.96 | 0.4 | 1.9 |
| (Maximum)حداکثر | 11.3 | 18.3 | 13.6 | 3.5 | 1.7 | 0.8 | 6.2 |
| (Mean)میانگین | 3.8 | 3.3 | 6.9 | 1.7 | 1.2 | 0.6 | 2.9 |
| (Skewness)چولگی | 1.96 | 4.98 | 0.9 | 1.3 | 0.96 | -0.1 | 1.2 |
| (Kurtosis)کشیدگی | 3.7 | 28.7 | -0.5 | 0.9 | 1.7 | 0.2 | 0.8 |

## نتیجه‌گیری کلی

در این پژوهش غلظت فلزات روی، مس، نیکل، کروم، منگنز و آهن و سطوح آلودگی این فلزات در گرد و غبار جمع‌آوری شده در استان کرمانشاه بررسی شد. بالا بودن میانگین غلظت فلزات روی، مس، نیکل و کروم در نمونه‌های گرد و غبار شهری و هم‌چنین آهن و منگنز در نمونه‌های گرد و غبار برون شهری به ترتیب نشان از اثر فعالیت‌های انسانی و طبیعی بر این عناصر داشت. غلظت فلزات سنگین در این مطالعه با سایر مطالعات انجام شده در ایران و سایر نقاط دنیا و هم‌چنین غلظت زمینه خاک‌های جهان مقایسه شد. نتایج نشان داد که غلظت همه فلزات سنگین به‌جز آهن و منگنز بالاتر از غلظت خاک‌های جهان است. میانگین غلظت نیکل در منطقه مورد مطالعه به‌طور چشم‌گیری بیشتر از سایر نقاط مورد بررسی در ایران و جهان بود. بنابراین می‌توان گفت که گرد و غبار منطقه از نظر فلز نیکل آلوده می‌باشد. نتایج محاسبه شده از شاخص زمین‌انباشتگی، فاکتور غنی‌شدگی و شاخص آلودگی به‌طور مشابه دارای ترتیبی به صورت Fe<Mn<Cr<Cu<Zn<Ni برای عناصر مورد مطالعه بودند. شاخص زمین‌انباشتگی، فاکتور غنی‌شدگی و شاخص آلودگی بالا در گرد و غبار برای فلزات نیکل، روی و مس (به‌ویژه نیکل) و به میزان کمتری کروم، نشان از آلودگی قابل توجه این فلزات داشت که احتمالاً می‌تواند ناشی از ترافیک و فعالیت‌های صنعتی باشد. هم‌چنین میزان پایین این شاخص‌های ارزیابی آلودگی برای منگنز و آهن، نشان از عدم آلودگی این عناصر در گرد و غبار داشت. نتایج ارزیابی شاخص جامع آلودگی، آلودگی شدید گرد و غبار توسط مجموع فلزات سنگین را نشان داد. این نتایج لزوم توجه ویژه به شناسایی و کنترل منابع فلزات سنگین (به‌ویژه نیکل) در گرد و غبار کرمانشاه را نشان داد.

## منابع


1- Ahmadi Doabi.S., Karami M. and Afyuni M. 2016. Regional-scale fluxes of zinc, copper and nickel into and out of the agricultural soils of the Kermanshah province in western Iran. Environmental Monitoring and Assessment. (in press)

2- Ahmed F., and Ishiga H. 2006. Trace metal concentrations in street dusts of Dhaka city, Bangladesh. Atmospheric Environment, 40(21):3835-3844.

3- Al Bakain R.Z., Jaradat Q.M. and Momani K.A.2012. Indoor and outdoor heavy metals evaluation in kindergartens in amman, Jordan. Jordan Journal of Physics, 5(1):43-52.

4- Al-Khashman O.A. 2004. Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. Atmospheric environment, 38(39):6803-6812.

5- Alloway B. 2010. Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability, third ed. Springer Publications, p. 614.

6- Anagnostou C., Kaberi H. and Karageorgis A. 1997. Environmental impact on the surface sediments of the bay and the gulf of Thessaloniki (Greece) according to the geoaccumulation index classification.In International conference on water pollution, pp. 269-275.

7- Azimzadeh B., and Khademi H. 2013. Estimation of Background Concentration of Selected Heavy Metals for Pollution Assessment of Surface Soils of Mazandaran Province, Iran.Journal of Water and Soil. 27(3):548-559. (in Persian with English abstract).

8- Barzin M., Kheirabadi H. and Afyuni M. 2015. An investigation into pollution of selected heavy metals of surface soils in Hamadan province using pollution index. JWSS - Isfahan University of Technology. 19(72):69-79. (in Persian with English abstract)

9- Chen T.B., Zheng Y.M., Lei M., Huang Z.C., Wu H.T., Chen H. and Tian Q.Z. 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. Chemosphere, 60(4):542-551.

10- De Miguel E., Llamas J.F., Chacón E., Berg T., Larssen S., Røyset O. and Vadset M. 1997. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead. Atmospheric Environment, 3(17):2733-2740.

11- Faiz Y., Tufail M., Javed M.T. and Chaudhry M.M. 2009. Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan. Microchemical Journal, 92(2):186-192.

12- Ghadimi F., Ghomi M., Ranjbar M. and Hajati A. 2013. Statistical Analysis of Heavy Metal Contamination in Urban Dusts of Arak, Iran. Iranica Journal of Energy and Environment, 4(4):406-418.

13- Gonzalez-Macias C., Schifter I., Lluch-Cota D.B., Mendez-Rodriguez L. and Hernandez-Vazquez S. 2006. Distribution, enrichment and accumulation of heavy metals in coastal sediments of Salina Cruz Bay, Mexico. Environmental Monitoring and Assessment, 118(1-3):211-230.

14- Hu X., Zhang Y., Luo J., Wang T., Lian H. and Ding Z. 2011. Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dusts from a mega-city, Nanjing, China. Environmental Pollution, 159(5):1215-1221.

15- Islamic Republic of Iran Meteorological Organization (IRIMO). 2013. Available at http://www.irimo.ir. (in Persian and English)

16- Jafari F. 2013. Deposition rate and selected physical, chemical and clay mineralogical characteristics of atmospheric dust in Kerman city.M.Sc. thesis soil science, College of Agriculture, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran. (in Persian with English abstract)

17- Jiries A. 2003. Vehicular contamination of dust in Amman, Jordan. Environmentalist, 23(3):205-210.

18- Karimi N., Ghaderian S.M., Maroofi H. and Schat H. 2009. Analysis of arsenic in soil and vegetation of a contaminated area in Zarshuran, Iran. International journal of phytoremediation, 12(2):159-173.

19- Kartal Ş., Aydın Z. and Tokalıoğlu Ş. 2006. Fractionation of metals in street sediment samples by using the BCR sequential extraction procedure and multivariate statistical elucidation of the data. Journal of Hazardous Materials, 132(1):80-89.

20- Keshavarzi B., Tazarvi Z., Rajabzadeh M.A. and Najmeddin A. 2015. Chemical speciation, human health risk assessment and pollution level of selected heavy metals in urban street dust of Shiraz, Iran. Atmospheric Environment, 119:1-10.

21- Khuzestani R.B., and Souri B. 2013. Evaluation of heavy metal contamination hazards in nuisance dust particles, in Kurdistan Province, western Iran. Journal of Environmental Sciences, 25(7):1346-1354.

22- Liu Q.T., Diamond M.L., Gingrich S.E., Ondov J.M., Maciejczyk P. and Stern G.A. 2003. Accumulation of metals, trace elements and semi-volatile organic compounds on exterior window surfaces in Baltimore. Environmental Pollution, 122(1):51-61.

23- Lu X., Wang L., Lei K., Huang J. and Zhai Y. 2009. Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese

and nickel in street dust of Baoji, NW China. Journal of hazardous materials, 161(2):1058-1062.
24- Mahmoodi Z., and Khademi H. 2014.Concentration of selected heavy metals in atmospheric dust of Isfahan and neighboring metropolitan areas. JWSS - Isfahan University of Technology.18(67):243-255. (in Persian with English abstract)
25- Müller G. 1969. Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine River. Geojournal, 2:108–118.
26- Nicholson F.A., Smith S.R., Alloway B.J., Carlton-Smith C. and Chambers B.J. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. Science of the total environment, 311(1):205-219.
27- Nriagu J.O. 1988. A silent epidemic of environmental metal poisoning? Environmental pollution, 50(1):139-161.
28- Rashki A., Eriksson P.G., Rautenbach C.D.W., Kaskaoutis D.G., Grote W. and Dykstra J. 2013. Assessment of chemical and mineralogical characteristics of airborne dust in the Sistan region, Iran. Chemosphere, 90(2):227-236.
29- Rasmussen P.E., Subramanian K.S. and Jessiman B.J. 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. Science of the Total Environment, 267(1):125-140.
30- Reimann C., and De Caritat P. 2005. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. Science of the Total Environment, 337(1):91-107.
31- Romić M., Hengl T., Romić D. and Husnjak S. 2007. Representing soil pollution by heavy metals using continuous limitation scores. Computers and Geosciences, 33(10):1316-1326.
32- Saeedi M., Li L.Y. and Salmanzadeh M. 2012. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran. Journal of hazardous materials, 227:9-17.
33- Sparks D.L., Page A.L., Helmke P.A., Loeppert R.H., Soltanpour P.N., Tabatabai M.A. and Sumner M.E. 1996. Methods of soil analysis.Part 3-Chemical methods.Soil Science Society of America Inc.
34- Standard A.S.T.M. D1739-70. 1970. Standard Test Method for Collection and Measurement of Dustfall (Settleable Particulate Matter). ASTM International: West Conshohocken, PA.
35- Statistical Center of Iran (SCI), 2011.http://www.amar.org.ir. (in Persian and English)
36- Ta W., Xiao H., Qu J., Xiao Z., Yang G., Wang T. and Zhang X. 2004. Measurements of dust deposition in Gansu Province, China, 1986–2000. Geomorphology, 57(1):41-51.
37- Tong S.T., and Lam K.C. 2000. Home sweet home?A case study of household dust contamination in Hong Kong. Science of the Total Environment, 256(2):115-123.
38- Varrica D., Dongarra G., Sabatino G. and Monna F. 2003.Inorganic geochemistry of roadway dust from the metropolitan area of Palermo, Italy. Environmental Geology, 44(2):222-230.
39- Wei B., Jiang F., Li X. and Mu S. 2009. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in urban road dusts from Urumqi, NW China. Microchemical Journal, 93(2):147-152.
40- Wei B., Jiang F., Li X. and Mu S. 2010. Heavy metal induced ecological risk in the city of Urumqi, NW China. Environmental monitoring and assessment, 160(1-4):33-45.
41- Yaroshevsky A.A. 2006. Abundances of chemical elements in the Earth's crust. Geochemistry International, 44(1):48-55.
42- Yongming H., Peixuan D., Junji C. and Posmentier E.S. 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. Science of the Total Environment, 355(1):176-186.
43- Zarasvandi A., Carranza E.J.M., Moore F. and Rastmanesh F. 2011. Spatio-temporal occurrences and mineralogical–geochemical characteristics of airborne dusts in Khuzestan Province (southwestern Iran). Journal of geochemical exploration, 111(3):138-151.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu.2017, p. 822-834

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶،ص.۸۳۴-۸۲۲

# Assessment of Kermanshah Province Atmospheric DustContamination with Selected Heavy Metals Using Pollution IndexesDuring the Summer 2013

**S. Ahmadi Doabi[1*]- M. Afyuni[2]- M. Karami[3]**

Received:05-04-2016
Accepted:19-12-2016

**Introduction:** Atmospheric dust is an important source of heavy metals, particularly in urban environments. Heavy metals can easily attach to dust particles and be distributed in large areas. Therefore, assessing the extent of heavy metals pollution present in nuisance dust is important for establishing pollution control strategies and evaluating the results of previous measurements. Heavy metals contamination in atmospheric dust of Kermanshah provinehas not been previously investigated. The main objective of this initial study was to determine the concentrations of heavy metals in atmospheric dust samples that were collected from Kermanshah province and to assess their contamination level. The results can provide a baseline for use in future environmental impact assessments and to guide pollution mitigation targets.

**Materials and Methods:** Dust samples were collected from 49 sites across the province, during the summer 2013. Dust sampling sites were selected in different urban (35 site)and suburban (14 site) locations in Kermanshah, Songhor, Gilangharb, Ghasre-Shirin, Sahneh, Sarpolzahab, Kangavar, Paveh and Javanrood cities. Dust collectors were installed on the roof of buildings about 3–4 m above the ground level. Each collection tray consisted of a circular plastic surface (320 mm in diameter, 120 mm depth) that was fixed on holders with 33 cm height and covered with a 2 mm PVC mesh on top to form a rough area for trapping saltant particles. The dust samples were analyzed for their Zn, Cu, Ni, Cr, Mn and Fe concentrations using an Atomic Absorption Spectrophotometer. In the present study, geo-accumulation index ($I_{geo}$), enrichment factor (EF), pollution index (PI) and integrated pollution index (IPI) were calculated to assess the heavy metal contamination level in the atmospheric dust.

**Results and Discussion:** The results showed that except for Fe and Mn, all heavy metal concentrations of atmospheric dust in Kermanshah provinewere higher than in the background soils of world, showing that these heavy metals are likely from anthropogenic sources. The order of mean $I_{geo}$ values was Ni> Zn> Cu> Cr>Mn> Fe, similar to the order of their EFs and PIs, which can also be seen as the decreasing order of their overall contamination degrees inatmospheric dust ofKermanshah province. The mean $I_{geo}$ for Ni points to moderately to strongly pollution. 59% of calculated $I_{geo}$for Ni falls into class 2 (moderately polluted) and 37% into class 3(moderately to strongly polluted), while according to the $I_{geo}$values for Mn (98%) and Fe (100%), they were practically unpolluted (class 0). The maximum EFs of Zn, Cu and Ni were higher than 10, which show that Zn, Cu and Ni in atmospheric dusts mainly originate from anthropogenic sources. It seems that EFs can also be an effective tool to differentiate the natural origins from anthropogenic sources.The mean EF (11.2) and 94% of Ni EFs were in the range of 5–20 indicating that Ni was a maincontaminant in studied samples. Mn had 41% EFsless than 2 and 59% EFs in the range of 2–5, with mean EF less than 2, indicating minimal enrichment. The analytical results of heavy metals $I_{geo}$ are same as the analytical results of EFs. The PIs of Zn, Cu and Ni were in the ranges of 2.1 to 11.3, 1.7 to 18.3 and 3.3 to 13.6, with an average of 3.8, 3.3 and 6.9, respectively. These data indicate that Zn, Cu and Ni may cause serious pollution in atmospheric dust of Kermanshah. The IPIs of atmospheric dust samples vary from 1.9 to 6.2 with mean value of 2.9, indicating that all studiedsamples were polluted by heavy metals.

**Conclusion:** The concentrations of heavy metals that were investigated in this studywere compared with the reported data of other cities and with the background values of elements in the world soils. The concentrations of Zn, Cu, Ni and Cr in urban dust samples, and Fe and Mn in suburban dust samples were higher than their respective values in the world soils. The results indicate that atmospheric dusts in Kermanshah provinhave elevated metal concentrations in general. The calculated values of $I_{geo}$ and EF of heavy metals revealed the order

1 and 2- Former M.Sc. Student and Professor of Soil Science Department, College of Agriculture, Isfahan University of Technology
(*-Corresponding Author Email: sahmadi96@yahoo.com)
3-Assistant Professor, Department of Soil Science, Agricultural Engineering Campus, Razi University,Kermanshah

of $I_{geo}$ and EF as Ni> Zn> Cu> Cr>Mn> Fe. The high $I_{geo}$ and EF for Ni, Zn and Cu in atmospheric dusts indicated that there was a considerable Ni, Zn and Cu pollution (Especially nickel), which possibly originate from traffic and industrial activities. The $I_{geo}$ and EF of Mn and Fe were low. The results of PI also supported Zn, Cu and Ni serious pollution in atmospheric dust. Similarly, IPI resultsconfirmed atmospheric dust samples pollution by heavy metals. These findings indicated that more attention should be paid to heavy metal contamination of atmospheric dusts in Kermanshah, especially in case of Ni.

**Keywords:**Atmosphericdust,Contamination assessment, Heavy metals, Kermanshah

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۴۵-۸۳۵

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 835-845

# مطالعه وضعیت پتاسیم و ارزیابی عصاره‌گیرهای شیمیایی برای استخراج پتاسیم قابل جذب در برخی خاک‌های زیتون‌کاری استان فارس

مهری احراری[۱] – حمیدرضا اولیایی[۲*] – ابراهیم ادهمی[۳] – مهدی نجفی قیری[۴]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۱۴
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۰/۲۲

## چکیده

پتاسیم یکی از عناصر ضروری برای تغذیه گیاهان می‌باشد و از نظر فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی از مهمترین کاتیون‌ها در گیاهان محسوب می‌شود. بنابراین، آگاهی از وضعیت پتاسیم در مدیریت تغذیه گیاهان از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. تحقیق حاضر به منظور ارزیابی تعدادی عصاره‌گیر معمول برای استخراج پتاسیم قابل استفاده گیاه زیتون در خاک‌های استان فارس انجام گرفته است. بدین منظور ۲۶ نمونه خاک از ۱۳ باغ شاخص زیتون در دو عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری برداشت شد. عصاره‌گیرهای مورد استفاده برای عصاره‌گیری پتاسیم شامل کلرید سدیم ۱ و ۲ مولار، کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار، مورگان، بیکربنات آمونیم–DTPA، استات آمونیم ۱ و ۰/۲۵ مولار، استات سدیم ۱ مولار، اسید نیتریک ۰/۱ و ۱ مولار، اسید کلریدریک ۲ مولار و اسید سولفوریک ۰/۰۲۵ مولار می‌باشد. پتاسیم عصاره‌گیری شده توسط همه عصاره‌گیرها دارای رابطه مثبت و معنی‌داری در سطح ۱ درصد بودند. بیشترین همبستگی مشاهده شده بین پتاسیم عصاره‌گیری شده توسط استات آمونیم ۱ مولار و استات آمونیم ۰/۲۵ مولار بود. از بین عصاره-گیرهای مورد بررسی، کلرید سدیم ۲ مولار، استات آمونیم ۰/۲۵ مولار و استات سدیم ۱ مولار و بیکربنات آمونیم–DTPA، بیشترین همبستگی را با پتاسیم برگ زیتون داشتند. به نظر می‌رسد در خاک‌های مورد مطالعه عصاره‌گیرهای کلرید سدیم ۲ مولار، استات آمونیم ۰/۲۵ مولار و استات سدیم در مقایسه با سایر عصاره‌گیرهای مورد بررسی، به دلیل همبستگی بیشتر، سادگی روش و اقتصادی بودن مناسب‌تر باشند.

**واژه‌های کلیدی:** استات آمونیم، پتاسیم قابل استفاده، کلرید سدیم، مدیریت تغذیه

## مقدمه

تغذیه صحیح گیاه یکی از عوامل مهم در بهبود کیفی و کمی محصول به شمار می‌رود. مطالعه پتاسیم یکی از موضوع‌های کلیدی در مطالعات حاصلخیزی خاک به شمار می‌رود. پتاسیم همچنین در فرایندهای زیستی متعددی از جمله فعالیت بیش از ۸۰ آنزیم، باز و بسته شدن روزنه‌ها، پایداری پ‌هاش سلولی، سوخت و ساز کربوهیدرات‌ها، تعادل آنیون‌ها و کاتیون‌ها و فرایند انتقال الکترون در غشای سیتوپلاسمی شرکت می‌کند (۸ و ۳۱).

به طور معمول پتاسیم در خاک به ۴ شکل محلول، تبادلی، تثبیت‌شده و ساختمانی وجود دارد. گیاهان، پتاسیم مورد نیاز را از محلول خاک دریافت می‌نمایند. این ذخیره بسیار اندک بوده و سایر اشکال از جمله تبادلی و غیر تبادلی و یا افزودن کود در تامین نیاز گیاه نقش دارند (۹). کمبود پتاسیم موجب از دست رفتن آب بافت‌ها می‌شود و رشد شاخه‌ها و کارآیی مصرف آب را کاهش می‌دهد. از طرف دیگر تنش رطوبتی در خاک، پخشیدگی یون پتاسیم را در محلول خاک محدود نموده و مانع جذب آن توسط گیاه می‌شود (۲۱ و ۲۹). تعیین میزان پتاسیم قابل جذب در خاک امری ضروری است. برای استخراج و اندازه‌گیری شکل‌های مختلف پتاسیم از عصاره‌گیرهای متفاوتی استفاده می‌شود. عصاره‌گیرهای مختلف به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی و کانی‌شناسی خاک‌ها وابسته بوده و قدرت متفاوتی در آزادسازی شکل‌های مختلف یک عنصر از خاک دارند. با تعیین میزان پتاسیم قابل استفاده گیاه می‌توان درباره وضعیت پتاسیم خاک و نیاز به مصرف یا عدم مصرف کود در مزارع و باغ‌ها به درستی تصمیم‌گیری کرد. به این منظور می‌توان با عصاره‌گیری از خاک و تعیین میزان کمبود عناصر، توصیه کودی مناسبی را انجام داد (۳۵). در معرفی عصاره‌گیر مناسب باید دو معیار را مورد توجه قرار داد، اول این که عصاره‌گیری باید از منابع قابل

۱، ۲ و ۳– به ترتیب دانش‌آموخته کارشناسی ارشد و دانشیاران گروه علوم خاک، دانشگاه یاسوج
(*–نویسنده مسئول: (Email: Owliaie@yu.ac.ir
۴– دانشیار دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی داراب
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.54445

دسترس عنصر غذایی باشد و دوم آنکه روش عصاره‌گیری باید سریع، اقتصادی و تکرار پذیر باشد (۱۲). از جمله عصاره‌گیرهای مورد استفاده برای استخراج شکل‌های مختلف پتاسیم می‌توان به استات آمونیوم ۱ مولار، مهلیخ ۱ و ۲ و ۳ ، آمونیوم بی‌کربنات- DTPA، سدیم تترا فنیل بران، باریوم کلرید ۰/۱ مولار، کلسیم کلرید ۰/۱ مولار، هیدروکلریک اسید ۰/۱ مولار ، اسید نیتریک جوشان ۱ مولار اشاره نمود (۱۳).

استات آمونیوم هر دو شکل محلول و تبادلی پتاسیم را اندازه‌گیری می‌کند و یکی از معمول‌ترین عصاره‌گیرهای مورد استفاده در جهان است. با این وجود این روش در خاک‌هایی با مقدار قابل توجهی از پتاسیم غیر تبادلی نمی‌تواند مناسب باشد زیرا این عصاره‌گیر، تنها پتاسیم محلول و تبادلی را استخراج می‌کند (۴۱ و ۴۲). حسین‌پور و زارع‌نیا (۱۲) در ارزیابی عصاره‌گیرهای شیمیایی برای تخمین پتاسیم قابل جذب برای گیاه لوبیا در برخی خاک‌های آهکی استان چهارمحال مشاهده نمودند که عصاره‌گیر استات آمونیم که به صورت سنتی در ایران استفاده می‌شود و پتاسیم تبادلی و بخشی از پتاسیم بین لایه را استخراج می‌نماید، عصاره‌گیر مناسبی نبوده و به جای آن به ترتیب عصاره‌گیرهای کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار، اسید نیتریک ۰/۱ مولار، مهلیخ ۱ و آب مقطر، میزان پتاسیم قابل جذب را بهتر تعیین می‌نمایند. دارونسونتایا و همکاران (۷) برای اندازه‌گیری پتاسیم تبادلی از استات آمونیوم ۱ نرمال و برای استخراج پتاسیم غیر تبادلی از محلول‌های اسید نیتریک و سدیم تترا فنیل بران استفاده نموده و پتاسیم عصاره‌گیری شده توسط استات آمونیوم را به عنوان شاخص مناسبی جهت پیش‌بینی میزان پتاسیم در دسترس گیاه معرفی کردند. در بررسی‌های حسین‌پور و سماواتی (۱۳) عصاره‌گیرهای اسید نیتریک ۰/۱ مولار، مهلیخ ۱، کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار و آب مقطر برای اندازه‌گیری پتاسیم در دسترس گیاه ذرت انتخاب شدند. در مطالعه جلالی (۱۵) در خاک‌های آهکی استان همدان، پتاسیم عصاره‌گیری شده با اسیدنیتریک ۰/۱ مولار، کلریدسدیم ۲ مولار و استات سدیم مولار همبستگی بالایی را با جذب پتاسیم گیاه گندم نشان دادند.

زیتون (*Olea europaea* L.) گیاهی است که در نواحی مدیترانه‌ای با آب و هوایی معتدل و زمستان‌های ملایم رشد می‌کند و کشت آن در ایران رو به افزایش است. زیتون یکی از درختان همیشه سبز است که میوه، روغن، هسته، برگ، گل و چوب آن به شکل‌های مختلف در صنایع غذایی، بهداشتی- دارویی، آرایشی و صنایع چوب کاربرد دارد (۳۳ و ۳۹). با توجه به ویژگی‌های منحصر به فرد زیتون مانند نیاز به آهک، مقاومت در برابر خشکی و تحمل متوسط در مقابل شوری خاک می‌توان نتیجه گرفت که بسیاری از نقاط کشور برای توسعه زیتون مناسب می‌باشند (۲۸). در ایران زیتون یکی از محصولات مهم و راهبردی به شمار می‌رود و استان فارس نیز با دارا بودن حدود ۱۳۰۰۰ هکتار سطح زیر کشت زیتون، مقام دوم را پس از استان زنجان در کشور به خود اختصاص داده است. طاهری و همکاران (۳۷) با بررسی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک باغ های منطقه طارم گزارش کردند که کمبود پتاسیم، بیش‌تر از سایر عناصر وجود دارد. تامین پتاسیم، اصلی‌ترین مشکل تغذیه ای در باغ های زیتون است (۳۱ و ۳۲). زیتون گیاهی است که به پتاسیم زیاد نیاز دارد، زیرا در مقایسه با نیتروژن و فسفر، پتاسیم بیشتری توسط میوه‌ها جذب می‌شود. همچنین مقدار زیادی از این عنصر در اثر هرس اندام‌های گیاه خارج می‌شود. تجمع این عنصر در خاکستر برگ زیتون نسبت به سایر مواد بیشتر است و نیز با مصرف آن جذب سایر عناصر به ویژه نیتروژن افزایش می‌یابد. نوری و همکاران (۲۴) در مطالعه ارزیابی تغذیه‌ای باغ‌های زیتون منطقه طارم، میانگین غلظت عناصر غذایی در برگ باغ‌های با عملکرد نسبی زیاد، برای عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم و کلسیم و منیزیم را به‌ترتیب ۱/۸، ۰/۱، ۱/۲، ۱ و ۰/۲۷۵ درصد گزارش نمودند.

میزان تأمین پتاسیم توسط خاک بستگی به نوع خاک، مواد آلی، میزان و نوع رس و تخلیه نسبی پتاسیم خاک دارد (۲۳). عدم مصرف کودهای پتاسیمی، بالا بودن آهک خاک، کمبود مواد آلی، شوری آب و خاک، تخلیه پتاسیم خاک‌های تحت کشت زیتون به دلیل نیاز و مصرف زیاد پتاسیم توسط گیاه و مصرف غیراصولی کودهای نیتروژن‌دار، همگی عواملی هستند که موجب کمبود پتاسیم در باغ-های زیتون می‌شود (۳۶ و ۳۸).

با توجه به اینکه اطلاعاتی در ارتباط با وضعیت کلی عنصر پتاسیم در خاک و همچنین برگ درختان باغ‌های زیتون در استان فارس در دسترس نیست و همچنین این مورد که آزمونی به منظور معرفی عصاره‌گیر مناسب برای استخراج پتاسیم قابل جذب زیتون صورت نگرفته‌است، تحقیق حاضر با هدف دستیابی به اهداف یادشده در برخی باغ‌های شاخص زیتون در استان فارس صورت گرفت.

## مواد و روش‌ها

برای انجام این تحقیق با استفاده از اطلاعات موجود سازمان جهاد کشاورزی استان فارس، باغ‌های عمده زیر کشت درخت زیتون در استان فارس شناسایی شده و نمونه‌های خاک از دو عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری از منطقه سایه انداز درختان برداشت شدند. باغداران به عدم استفاده از کود شیمیایی پتاسیم اشاره نمودند. نمونه-برداری برگ در اردیبهشت ماه نیز از انتهای شاخه‌های یک ساله درختان (با سن ۵ تا ۱۰ سال) صورت گرفت. نمونه‌ها پس از دو بار شستشو با آب مقطر در پاکت‌های کاغذی در آون با دمای ۴۰ درجه سانتیگراد خشک و آسیاب شدند. نمونه‌های خاک بعد از خشک شدن در آون و عبور از الک ۲ میلی‌متری به آزمایشگاه منتقل و برخی

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن‌ها به شرح زیر اندازه‌گیری شد:

بافت خاک به روش هیدرومتر (۲)، قابلیت هدایت الکتریکی خاک در عصاره گل اشباع توسط دستگاه هدایت‌سنج الکتریکی، پهاش توسط دستگاه پهاش متر در گل اشباع، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک با استات سدیم ۱ نرمال در پهاش۸/۲ (۳)، کربنات کلسیم به روش تیتراسیون برگشتی اسید کلریدریک (۲۶) و کربن آلی به روش سوزاندن‌تر (۱۴) تعیین شدند مقدار پتاسیم برگ درختان زیتون به روش روول (۲۷) به کمک اسید کلریدریک ۲ نرمال اندازه‌گیری شد، سپس عصاره‌های به دست آمده با روش شعله‌سنجی با دستگاه شعله-سنج مدل Jenway PFP7 اندازه‌گیری شد. عصاره‌گیرهای مورد استفاده برای استخراج پتاسیم قابل جذب گیاه که در منابع گوناگون مورد استفاده قرار گرفته‌اند، در جدول ۱ آمده است. تجزیه آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شد.

**جدول ۱- روش‌های عصاره‌گیری برای استخراج پتاسیم**

**Table 1- Extracting methods for potassium removal**

| No. شماره خاک | Equilibration time (min) زمان تعادل | Soil-solution ratio نسبت خاک-عصاره | Extractant عصاره‌گیر | References مرجع |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 15 | 1:10 | 1 mol/L NaCl | 20, 21 |
| 2 | 15 | 1:10 | 2 mol/L NaCl | 20, 21 |
| 3 | 60 | 1:10 | 0.01 mol/L $CaCl_2$ | 8 |
| 4 | 10 | 1:10 | Morgan[1] | 14 |
| 5 | 10 | 1:10 | AB-DTPA | 14 |
| 6 | 15 | 1:10 | 1 mol/L $NH_4OAC$ | 25 |
| 7 | 30 | 1:5 | 0.25 mol/L $NH_4OAC$ | 25 |
| 8 | 10 | 1:10 | 1 mol/L NaOAC | 4 |
| 9 | 15 | 1:10 | 2 mol/L HCl | 20, 21 |
| 10 | 30 | 1:10 | 0.1 mol/L $HNO_3$ | 32 |
| 11 | 15 | 1:40 | Boiling 1 mol/L $HNO_3$ | 16 |
| 12 | 5 | 1:10 | 0.025 mol/L $H_2SO_4$ | 9 |

[1]0.73M Sodium acetate, 0.02M Acetic acid and 0.0001M DTPA.

## نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه در جدول ۲ آمده است. خاک‌هایی که شماره آنها به ۱ ختم می‌شود مربوط به عمق ۳۰-۰ و خاک‌های که شماره آنها به ۲ ختم می‌شود، مربوط به عمق ۶۰-۳۰ سانتی‌متر می‌باشند. ماده مادری خاک‌های مورد مطالعه همگی آهکی است. میزان کربنات کلسیم معادل در دامنه ۲۴/۶ تا ۸۰ درصد می‌باشد. خاک‌ها از نظر بافت دارای تنوع زیادی بوده و میزان رس در آنها در دامنه ۱۶ تا ۵۰ درصد بوده است. حدود تغییرات پ هاش خاک‌ها در محدوده خنثی تا کمی قلیایی (۷/۰۵ تا ۷/۸) می-باشند. ظرفیت تبادل کاتیونی نیز بین مقادیر ۵/۷ تا ۳۷ سانتی‌مول در کیلوگرم خاک می‌باشد. به جز خاک‌های مناطق لار، اوز و مظفری سایر خاک‌ها از نظر شوری محدودیتی نداشته‌اند. زیتون جزء گیاهان نیمه مقاوم به شوری می‌باشد و در دامنه شوری ۶-۴ دسی‌زیمنس بر متر و نسبت جذب سدیم ۱۸ درصد، فقط با ۱۰ درصد کاهش عملکرد مواجه می‌شود (۴).

جدول ۳ مقادیر پتاسیم عصاره‌گیری شده به وسیله عصاره‌گیرهای مختلف را نشان می‌دهد. نتایج نشان می‌دهد که غلظت‌های متفاوتی از پتاسیم به وسیله عصاره‌گیرهای مختلف استخراج شده است که به دلیل عصاره‌گیری شکل‌های متفاوتی از پتاسیم در مقادیر مختلف توسط هر عصاره‌گیر می‌باشد. بیش‌ترین میزان پتاسیم استخراج شده مربوط به اسید نیتریک ۱ نرمال جوشان می‌باشد که شکل‌های محلول، تبادلی و غیر تبادلی پتاسیم را عصاره‌گیری می‌کند. غلظت زیاد یون هیدروژن در این عصاره‌گیر، باعث استخراج پتاسیم غیر تبادلی، تخریب ساختمان کانی‌های ورمیکولیت و ایلیت و آزاد شدن احتمالی بخشی از پتاسیم ساختاری می‌شود. شریفی و کلباسی، (۳۳) نیز در تحقیقات خود این عصاره‌گیر را در گروه عصاره‌گیرهای بسیار قوی قرار دادند. حسین پور و زارع نیا، (۱۲) نیز نتیجه مشابهی را ارایه دادند. بعد از آن استات آمونیم ۱ نرمال و سپس استات آمونیم ۰/۲۵ نرمال بیش‌ترین میزان پتاسیم را استخراج کرده‌اند. کمترین میانگین پتاسیم عصاره‌گیری شده مربوط به اسید کلریدریک ۲ مولار و بعد از آن به ترتیب کلرید سدیم ۲ و ۱ مولار می‌باشد. بالاتر بودن میزان پتاسیم عصاره‌گیری شده توسط استات آمونیم می‌تواند به دلیل مشابه بودن بار، اندازه و انرژی هیدراتاسیون یون آمونیم با یون پتاسیم باشد. به این جهت، یون آمونیم در فرایندهای تبادلی به راحتی یون پتاسیم را از مکان‌های تبادلی خارج می‌کند. میانگین کم پتاسیم استخراج شده بوسیله کلرید سدیم با مطالعات دیگر تطابق دارد (۱۹و ۴۱). به عقیده لوپز پینیرو و ناوارو، (۱۹) سدیم به دلیل شعاع هیدراته بالای خود تنها قادر به خارج کردن پتاسیم جذب شده در سطوح خارجی کانی‌ها می باشد و یون‌های پتاسیم بین لایه‌ای را نمی‌تواند خارج کند. سالومون (۳۰) در مقایسه کلسیم کلرید ۰/۰۱ مولار با آمونیم لاکتات استیک اسید، مشاهده کرد که کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار میزان کمتری پتاسیم را نسبت به آمونیم لاکتات استیک اسید عصاره-

گیری میکند و همچنین کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار را به عنوان جانشین مناسبی برای آمونیم لاکتات استیک اسید (روش متداول در سوئد) معرفی کرد.

**جدول ۲- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مور مطالعه**

**Table 2- Physical and chemical properties of the studied soils**

| Soil no. شماره خاک | Location منطقه | pH پ هاش | EC ($dSm^{-1}$) هدایت الکتریکی | CCE اهک معادل | O.C کربن آلی | SP رطوبت اشباع | Clay رس | Silt سیلت | Sand شن | Textural class کلاس بافتی | CEC ($cmol_+kg_+^{-1}$) ظرفیت تبادل کاتیونی |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | % | | | | | |
| 1-1 | Lar | 7.73 | 4.62 | 63.7 | 1.09 | 32.9 | 22 | 38 | 40 | Loam | |
| 1-2 | | 7.73 | 9.53 | 52.5 | 0.50 | 29.7 | 22 | 32 | 46 | Loam | 8.8 |
| 2-1 | Kazeroon | 7.86 | 0.18 | 39.3 | 1.17 | 42.4 | 28 | 56 | 16 | Silty caly loam | 6.8 |
| 2-2 | | 7.76 | 0.68 | 50 | 0.42 | 47.9 | 38 | 50 | 12 | Silty clay loam | 8.8 |
| 3-1 | Mozafari | 7.70 | 1.17 | 67.5 | 0.79 | 29 | 20 | 31 | 49 | Loam | 10.1 |
| 3-2 | | 7.05 | 6.69 | 60.7 | 0.61 | 33.1 | 24 | 36 | 40 | Loam | 9.3 |
| 4-1 | Malosjan | 7.80 | 0.80 | 45 | 1.35 | 43.4 | 36 | 34 | 30 | Clay loam | 9.9 |
| 4-2 | | 7.70 | 0.41 | 25.6 | 0.72 | 38.6 | 32 | 40 | 28 | Clay loam | 28.7 |
| 5-1 | Dokohak | 7.61 | 0.97 | 40.6 | 0.91 | 31.2 | 16 | 25.2 | 58.7 | Sandy loam | 16 |
| 5-2 | | 7.53 | 1.09 | 36.6 | 0.98 | 27.8 | 18 | 17 | 64.7 | Sandy loam | 8.4 |
| 6-1 | Kavar | 7.70 | 0.87 | 58.5 | 0.42 | 29.7 | 22 | 27.2 | 50.7 | Sandy clay loam | 10.4 |
| 6-2 | | 7.33 | 6.90 | 80 | 0.53 | 23.1 | 16 | 16.3 | 67.7 | Sandy loam | 7.4 |
| 7-1 | Drimeh | 7.86 | 1.07 | 31.5 | 2.06 | 46.7 | 27 | 43 | 30 | Clay loam | 5.7 |
| 7-2 | | 7.58 | 0.77 | 24.6 | 1.20 | 39.2 | 22 | 50 | 28 | Silty loam | 37 |
| 8-1 | Berke | 7.50 | 3.26 | 49.5 | 1.87 | 55.1 | 30 | 40.7 | 29.3 | Clay loam | 26.2 |
| 8-2 | | 7.50 | 0.56 | 53.1 | 0.79 | 52.2 | 36.7 | 32.3 | 31 | Clay loam | 23 |
| 9-1 | Sadra | 7.24 | 1.87 | 32.2 | 1.17 | 26.5 | 20.7 | 15.3 | 64 | Sandy clay loam | 13 |
| 9-2 | | 7.72 | 0.77 | 33.6 | 0.05 | 25.4 | 24 | 26 | 50 | Sandy clay loam | 6.6 |
| 10-1 | Kharameh | 7.33 | 2.67 | 42.1 | 0.83 | 40.7 | 28 | 46 | 26 | Clay loam | 6.4 |
| 10-2 | | 7.65 | 0.45 | 42.8 | 0.39 | 46.9 | 50 | 44 | 6 | Silty loam | 25.4 |
| 11-1 | Pole Fasa | 7.27 | 2.18 | 56.4 | 0.83 | 32.7 | 32 | 36 | 32 | Clay loam | 32.3 |
| 11-2 | | 7.55 | 1.39 | 60.2 | 0.87 | 36.2 | 34 | 35 | 31 | Clay loam | 20.1 |
| 12-1 | Evaz | 7.50 | 3.18 | 51.2 | 1.31 | 37.8 | 20 | 28 | 52 | Loam | 5.9 |
| 12-2 | | 7.41 | 5.19 | 57.5 | 1.05 | 40.9 | 26 | 34 | 40 | Loam | 6.4 |
| 13-1 | Noorabad | 7.44 | 0.74 | 56.2 | 1.09 | 30 | 30 | 30 | 40 | Clay loam | 8.2 |
| 13-2 | | 7.47 | 0.52 | 75.5 | 0.68 | 29.1 | 30 | 26 | 44 | Clay loam | 6.7 |
| Min | | 7.05 | 0.18 | 24.6 | 0.05 | 23.1 | 16 | 15.3 | 6 | | 8.4 |
| Max | | 7.86 | 9.53 | 80 | 2.06 | 55.1 | 50 | 56 | 67.7 | | 5.7 |
| Average | | 7.56 | 3.63 | 49.5 | 0.91 | 36.5 | 27.1 | 34.2 | 38 | | 37 |

به منظور بررسی ارتباط بین عصاره‌گیرهای پتاسیم و نیز شناسایی عصاره‌گیرهای مشابه، ضرایب همبستگی بین مقادیر پتاسیم استخراج شده به وسیله عصاره‌گیرهای مختلف محاسبه شد. با توجه به نتایج به دست آمده در جدول‌های ۴ و ۵ مشاهده می‌شود که بین همه عصاره-گیرهای مورد استفاده همبستگی مثبت و معنی‌داری در سطح ۱ درصد وجود دارد و تنها بین این عصاره‌گیرها با اسید نیتریک ۱ مولار جوشان همبستگی نسبتاً کم (۰/۵۲ تا ۰/۸۶) مشاهده می‌شود. فتحی و همکاران (۹) به نتایج متفاوتی دست یافته و در پژوهش خود نشان دادند که عصاره‌گیرهای مختلف مورد استفاده دارای کمترین همبستگی با اسید سولفوریک ۰/۰۲۵ مولار می باشد. ضرابی و جلالی، (۴۰ و ۴۱) نیز بین عصاره‌گیرهای مورد مطالعه با اسید سولفوریک ۰/۰۲۵ مولار کمترین همبستگی را به دست آوردند.

بیشترین همبستگی عصاره‌گیر اسید نیتریک ۱ مولار جوشان با عصاره‌گیرهای اسید کلریدریک (r =۰/۸۷)، استات آمونیم ۱ مولار (r=۰/۸۴) و بیکربنات آمونیم-DTPA (r=۰/۸۳ ) مشاهده می‌شود. شریفی و کلباسی، (۳۳) نیز بیشترین همبستگی بین پتاسیم استخراج شده با اسید نیتریک جوشان را با پتاسیم استخراج شده با استات آمونیم ۱ مولار و بیکربنات آمونیم- DTPA با ضرایب همبستگی به ترتیب ۰/۸ و ۰/۷۹ گزارش کردند و بیان کردند که به احتمال زیاد این دو عصاره‌گیر نیز قادر به استخراج شکل به سختی قابل تبادل پتاسیم باشند.

در بین عصاره‌گیرهای غیر مشابه کلرید سدیم ۲ مولار و مورگان- ولف (r=۰/۹۹۶، p≤۰/۰۱ ) دارای بیشترین ضریب همبستگی است. اما به طور کلی بیشترین همبستگی بین استات آمونیم ۱مولار و استات آمونیم ۰/۲۵ مولار (r =۰/۹۹۹، p≤۰/۰۱) مشاهده می‌شود. هر دو غلظت استات آمونیم مورد استفاده در این مطالعه، پتاسیم محلول و تبادلی را عصاره‌گیری می‌کنند.

ایجاد رابطه بین یک عنصر غذایی که به وسیله عصاره‌گیری از

خاک استخراج شده با مقدار جذب شـده آن عنصـر در گیـاه، یکـی از مراحل مهم و اساسی در آزمون خاک به شمار می‌رود.

جدول ۳- مقدار پتاسیم عصاره‌گیری شده خاک (میلی‌گرم بر کیلوگرم) توسط عصاره‌گیرهای مختلف و میزان پتاسیم برگ

Table 3- Amount of K ($mgkg^{-1}$) extracted by different extractants and the amount of K leaf

| Soil no. شماره خاک | NaCl 1M | NaCl 2M | $CaCl_2$ 0.01M | HCl 2M | $H_2SO_4$ 0.025M | NaOAC 1M | DTPA | Morgan | $NH_4OAC$ 0.25M | $NH_4OAC$ 1M | $HNO_3$ 0.1M | $HNO_3$ 1M | Leaf K (%) پتاسیم برگ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1-1 | 169.9 | 119.4 | 269.1 | 46.5 | 247.0 | 149.4 | 352.7 | 313.7 | 356.9 | 363.3 | 239.2 | 642.1 | 1.07 |
| 1-2 | 80.0 | 60.0 | 107.0 | 19.2 | 111.0 | 87.9 | 177.0 | 163.1 | 172.9 | 160.9 | 117.2 | 453.2 | - |
| 2-1 | 44.6 | 36.6 | 36.7 | 14.7 | 47.0 | 40.3 | 132.6 | 89.6 | 132.2 | 131.0 | 54.4 | 533.8 | 0.88 |
| 2-2 | 21.1 | 14.1 | 8.3 | 2.6 | 9.4 | 15.6 | 50.5 | 34.5 | 57.8 | 56.7 | 22.3 | 409.7 | - |
| 3-1 | 42.3 | 30.2 | 37.6 | 10.1 | 49.1 | 39.9 | 104.0 | 89.0 | 105.7 | 112.1 | 56.5 | 330.4 | 0.28 |
| 3-2 | 86.0 | 55.6 | 114.6 | 23.5 | 129.2 | 69.3 | 213.7 | 192.2 | 209.6 | 221.3 | 112.5 | 541.7 | - |
| 4-1 | 150.4 | 122.7 | 189.4 | 85.3 | 238.0 | 51.4 | 410.5 | 328.7 | 476.5 | 501.1 | 185.0 | 1224 | 0.86 |
| 4-2 | 43.1 | 32.9 | 30.3 | 25.3 | 37.8 | 40.4 | 174.6 | 97.8 | 186.1 | 201.9 | 73.9 | 920.8 | - |
| 5-1 | 66.8 | 51.1 | 88.8 | 23.9 | 113.1 | 59.9 | 169.0 | 171.9 | 188.7 | 193.9 | 94.0 | 568.4 | 0.70 |
| 5-2 | 55.2 | 42.6 | 72.6 | 15.6 | 77.2 | 62.3 | 148.2 | 131.6 | 143.6 | 156.1 | 100.7 | 562.5 | - |
| 6-1 | 70.3 | 61.5 | 90.6 | 28.0 | 94.8 | 99.4 | 200.8 | 173.3 | 211.4 | 224.1 | 85.3 | 665.2 | 0.76 |
| 6-2 | 19.7 | 14.1 | 13.3 | 2.9 | 12.0 | 27.9 | 40.7 | 42.7 | 52.3 | 52.4 | 26.7 | 203.3 | - |
| 7-1 | 72.2 | 61.0 | 60.0 | 43.4 | 74.8 | 103.3 | 261.2 | 166.2 | 268.9 | 284.7 | 96.6 | 1312 | 1.25 |
| 7-2 | 114.6 | 99.8 | 113.5 | 89.3 | 137.8 | 90.5 | 416.2 | 278.5 | 498.7 | 514.0 | 190.4 | 1893 | - |
| 8-1 | 419.4 | 305.0 | 585.8 | 148.5 | 588.5 | 585.4 | 730.7 | 865.4 | 937.8 | 921.9 | 663.2 | 1513 | 1.56 |
| 8-2 | 62.4 | 48.4 | 59.5 | 22.2 | 68.1 | 85.4 | 153.4 | 135.1 | 163.3 | 178.3 | 82.9 | 458.4 | - |
| 9-1 | 74.7 | 50.3 | 97.7 | 23.9 | 91.8 | 103.9 | 172.1 | 171.7 | 179.5 | 188.6 | 104.0 | 544.7 | 0.45 |
| 9-2 | 38.0 | 24.3 | 35.5 | 12.4 | 39.9 | 56.1 | 85.6 | 85.0 | 94.8 | 100.3 | 50.7 | 479.9 | - |
| 10-1 | 119.1 | 82.2 | 111.1 | 66.4 | 118.1 | 151.7 | 292.9 | 230.5 | 344.0 | 366.9 | 143.7 | 1221 | 0.62 |
| 10-2 | 48.5 | 34.6 | 36.3 | 24.8 | 43.4 | 6.8 | 139.2 | 98.4 | 152.5 | 160.9 | 57.4 | 693.6 | - |
| 11-1 | 121.1 | 79.9 | 135.0 | 42.4 | 150.2 | 35.9 | 285.0 | 238.8 | 285.5 | 307.6 | 167.3 | 862.7 | 0.46 |
| 11-2 | 133.1 | 90.5 | 168.6 | 42.9 | 140.8 | 41.8 | 286.0 | 251.1 | 299.4 | 331.4 | 193.8 | 774.7 | - |
| 12-1 | 31.9 | 19.8 | 21.7 | 11.6 | 26.2 | 7.1 | 53.3 | 75.7 | 62.8 | 61.1 | 44.4 | 309.0 | 0.73 |
| 12-2 | 37.7 | 25.7 | 22.8 | 13.2 | 31.2 | 10.5 | 83.7 | 81.6 | 83.5 | 83.8 | 45.5 | 407.3 | - |
| 13-1 | 33.4 | 20.5 | 18.6 | 6.8 | 15.9 | 9.0 | 79.9 | 58.1 | 80.8 | 75.3 | 51.0 | 286.4 | 0.42 |
| 13-2 | 23.2 | 15.6 | 13.9 | 4.6 | 33.0 | 5.7 | 55.0 | 41.0 | 58.7 | 59.6 | 45.1 | 286.4 | - |
| Avg. | 83.8 | 61.5 | 97.6 | 32.7 | 104.8 | 78.3 | 202.6 | 177.1 | 223.2 | 231.1 | 119.4 | 696.1 | 0.76 |
| max | 419.4 | 305.0 | 585.8 | 148.5 | 588.5 | 585.4 | 730.7 | 865.4 | 937.8 | 921.9 | 663.2 | 1893 | 1.56 |
| min | 19.7 | 14.1 | 8.3 | 2.6 | 9.4 | 5.7 | 40.7 | 34.5 | 52.3 | 52.4 | 22.3 | 203.3 | 0.28 |

با ایجاد همبستگی، مقدار غلظت عنصر غذایی اسـتخراج شـده از خاک با مقدار جذب شده توسط گیاه با یکدیگر مـرتبط مـی‌شـوند. در این تحقیق نیز ارتباط بین میزان پتاسیم اسـتخراج شـده بـا عصـاره-گیرهای مختلف با میزان پتاسیم جذب شده توسط برگ زیتـون مـورد

بررسی قرار گرفت. نتایج این ارتباط در جدول۶ نشان داده شده‌است. بین پتاسیم عصاره‌گیری شده با روش‌های مختلف و پتاسیم جذب شده توسط گیاه در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری همبستگی‌های بالایی مشاهده شد، اما در عمق ۶۰-۳۰ سانتی‌متری ارتباط معنی‌داری وجود نداشت. این امر بیانگر نقش مهمتر خاک سطحی در تامین پتاسیم گیاه زیتون نسبت به خاک زیرسطحی دارد. این همبستگی در مورد سدیم کلرید ۲ مولار، استات آمونیم ۰/۲۵ مولار، بیکربنات سدیم-DTPA و استات سدیم به ترتیب با ضرایب همبستگی ۰/۷۲۱، ۰/۷۱۸، ۰/۷۱۷ و ۰/۷۱۴به مراتب بالاتر از سایر روش‌ها و اسید نیتریک ۱مولار نیز با ضریب همبستگی ۰/۶۶۱ کمتر از سایر روش‌ها بوده‌است. در عمق ۶۰-۳۰ سانتی‌متر بالاترین همبستگی با عصاره-گیرهای استات آمونیم ۱ مولار و اسید کلریدریک ۲ مولار بدست آمد، گرچه هیچکدام معنی‌دار نبودند (جدول ۶). کاووسی و کلباسی (۱۷) اعلام نمودند که روش‌هایی که ارتباط تنگاتنگی با پتاسیم قابل استفاده گیاه دارند در مقایسه با سایر روش‌ها همبستگی بهتری را با میزان جذب پتاسیم در گیاه برنج دارند.

**جدول ٤- همبستگی بین مقدار پتاسیم عصاره‌گیری شده در روش‌های مختلف در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر**

**Table 4- correlations between potassium extracted by different methods in depth 0-30 cm**

| NaCl 1M | NaCl 2M | $CaCl_2$ 0.01 M | HCl 2M | $H_2SO_4$ 0.025M | NaOAC 1M | DTPA | Morgan | $NH_4OAC$ 0.25M | $NH_4OAC$ 1M | HNO3 0.1M | $HNO_3$ 1M | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 0.996** | 0.991** | 0.945** | 0.991** | 0.937** | 0.968** | 0.996** | 0.979** | 0.970** | 0.995** | 0.706** | NaCl 1M |
| | 1 | 0.987** | 0.957** | 0.993** | 0.933** | 0.978** | 0.997** | 0.988** | 0.981** | 0.989** | 0.733** | NaCl 2M |
| | | 1 | 0.909** | 0.994** | 0.926** | 0.950** | 0.987** | 0.957** | 0.946** | 0.989** | 0.638* | $CaCl_2$ 0.01M |
| | | | 1 | 0.934** | 0.861** | 0.977** | 0.951** | 0.988** | 0.991** | 0.919** | 0.868** | HCl 2M |
| | | | | 1 | 0.910** | 0.966** | 0.992** | 0.974** | 0.965** | 0.985** | 0.679* | $H_2SO_4$ 0.025M |
| | | | | | 1 | 0.872** | 0.941** | 0.903** | 0.886** | 0.951** | 0.647* | NaOAC 1M |
| | | | | | | 1 | 0.968** | 0.993** | 0.995** | 0.945** | 0.834** | DTPA |
| | | | | | | | 1 | 0.983** | 0.974** | 0.992** | 0.719** | Morgan |
| | | | | | | | | 1 | 0.999** | 0.961** | 0.819** | $NH_4OAC$ 0.25M |
| | | | | | | | | | 1 | 0.948** | 0.839** | $NH_4OAC$ 1M |
| | | | | | | | | | | 1 | 0.663* | $HNO_3$ 0.1M |
| | | | | | | | | | | | 1 | $HNO_3$ 1M |

**جدول ٥- همبستگی بین مقدار پتاسیم عصاره‌گیری شده در روش‌های مختلف در عمق ٦٠-۳۰ سانتی‌متر**

**Table 5- correlations between potassium extracted by different methods in depth 30-60 cm**

| NaCl 1M | NaCl 2M | $CaCl_2$ 0.01 M | HCl 2M | $H_2SO_4$ 0.025M | NaOAC 1M | DTPA | Morgan | $NH_4OAC$ 0.25M | $NH_4OAC$ 1M | HNO3 0.1M | $HNO_3$ 1M | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 0.979** | 0.970** | 0.790** | 0.958** | 0.600* | 0.910** | 0.980** | 0.864** | 0.872** | 0.977** | 0.625* | NaCl 1M |
| | 1 | 0.920** | 0.878** | 0.938** | 0.655* | 0.960** | 0.989** | 0.933** | 0.934** | 0.984** | 0.737** | NaCl 2M |
| | | 1 | 0.641* | 0.970** | 0.620* | 0.813** | 0.934** | 0.746** | 0.754** | 0.940** | 0.458 | $CaCl_2$ 0.01M |
| | | | 1 | 0.720** | 0.516 | 0.957** | 0.861** | 0.984** | 0.979** | 0.836** | 0.955** | HCl 2M |
| | | | | 1 | 0.696** | 0.871** | 0.961** | 0.813** | 0.813** | 0.946** | 0.555* | $H_2SO_4$ 0.025 M |
| | | | | | 1 | 0.621* | 0.678* | 0.592* | 0.577* | 0.623* | 0.425 | NaOAC 1M |
| | | | | | | 1 | 0.958** | 0.991** | 0.991** | 0.940** | 0.881** | DTPA |
| | | | | | | | 1 | 0.923** | 0.926** | 0.978** | 0.720** | Morgan |
| | | | | | | | | 1 | 0.998** | 0.904** | 0.923** | $NH_4OAC$ 0.25M |
| | | | | | | | | | 1 | 0.910** | 0.916** | $NH_4OAC$ 1M |
| | | | | | | | | | | 1 | 0.702** | $HNO_3$ 0.1M |
| | | | | | | | | | | | 1 | $HNO_3$ 1M |

**جدول ٦- همبستگی بین پتاسیم برگ و پتاسیم عصاره‌گیری شده در روش‌های مختلف در دو عمق**

**Table 6- correlations between leaf K and extracted K by different methods in both depths**

| Depth (cm) | NaCl 1M | NaCl 2M | CaCl2 0.01M | HCl 2M | H2SO4 0.025M | NaOAC 1M | AB-DTPA | Morgan | NH4OAC 0.25M | NH4OAC 1M | HNO3 0.1M | HNO3 1M |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 0-30 | 0.690** | 0.721** | 0.694** | 0.693** | 0.694** | 0.714** | 0.717** | 0.700** | 0.718** | 0.705** | 0.692** | 0.661* |
| 30-60 | 0.078 | 0.223 | -0.032 | 0.318 | 0.041 | 0.504 | 0.242 | 0.150 | 0.281 | 0.258 | 0.114 | 0.226 |

جلالی (۱۵) در مطالعه خود بر روی خاک‌های همدان، همبستگی معنی‌داری بین پتاسیم استخراج شده توسط استات آمونیم ۱ مولار، کلرید سدیم ۲ مولار و اسید نیتریک ۰/۱ مولار با جذب و عملکرد گندم به دست آورد. در بررسی‌های حسین پور و سماواتی، (۱۳) عصاره‌گیرهای اسید نیتریک ۰/۱ مولار، مهلیخ۱ ، کلرید کلسیم ۰/۰۱مولار و آب مقطر برای اندازه‌گیری پتاسیم قابل استفاده گیاه ذرت انتخاب شدند. همچنین روش‌های عصاره‌گیری کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار و اسید نیتریک ۰/۱مولار به عنوان عصاره‌گیرهای مناسب تعیین پتاسیم قابل جذب برنج پیشنهاد شده‌اند (۳۴). توجه به این نکته نیز ضروری است که به دلیل تفاوت در نوع و مقدار شکل‌های پتاسیم موجود در خاک‌های مختلف، ممکن است یک عصاره‌گیر در خاکی مناسب و در خاک دیگر نامناسب باشد، بنابراین تشخیص نامناسب بودن عصاره‌گیرهای مختلف در آزمایش‌های متفاوت قابل انتظار است. نوری (۲۵) در مطالعه مرتبط با عوامل موثر بر تغذیه زیتون در اراضی شیبدار منطقه طارم در استان زنجان همبستگی مثبت و معنی‌داری بین مقدار پتاسیم در برگ زیتون و طول و عرض میوه و عملکرد درخت مشاهده نمود.

بوربیا و همکاران (۱) در مطالعه خود بر روی وضعیت پتاسیم درختان زیتون در الجزیره مشاهده کردند که با افزایش پتاسیم تبادلی در ریزوسفر، میزان پتاسیم برگ نیز افزایش می‌یابد.

میزان پتاسیم در برگ درختان زیتون مطالعه‌شده در دامنه ۰/۲۸ تا ۱/۵۶ با میانگین ۰/۷۶ درصد بوده‌است (جدول ۳). بیشترین مقدار مربوط به نمونه شماره ۸ (برکه) بوده که خاک آن نیز دارای بیشترین میزان پتاسیم عصاره‌گیری‌شده با استات آمونیم بوده (۹۲۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و کمترین مقدار اندازه‌گیری شده مربوط به نمونه شماره ۳ (مظفری) بوده که میزان پتاسیم آن کمتر از حد بحرانی (معادل ۱۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بوده‌است.

براساس نظر کونل و ووسن (۵)، در صورتی که پتاسیم برگ زیتون کمتر از ۰/۴ درصد باشد، کمبود شدید پتاسیم، ۰/۴ تا ۰/۸ درصد کمبود متوسط و اگر در دامنه ۰/۸ –۱/۰ درصد باشد، پتاسیم کافی می‌باشد. حد بحرانی کمبود پتاسیم بر اساس روش استات آمونیم ۱ نرمال، برای درخت زیتون ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک می‌باشد (۵). نوری و همکاران (۲۴) کمبود پتاسیم را در ۸۴ درصد از باغ‌های منطقه طارم مشاهده نمودند.

## نتیجه‌گیری کلی

با بررسی عصاره‌گیرهای مورد استفاده مشاهده می‌شود که غلظت‌های متفاوتی از پتاسیم به وسیله عصاره‌گیرهای مختلف استخراج شده است که به دلیل عصاره‌گیری شکل‌های متفاوتی از پتاسیم توسط هر عصاره‌گیر، غلظت متفاوت عصاره‌گیرهای مختلف، زمان عصاره‌گیری و خصوصیات متفاوت خاک می‌باشد. به طور کلی میزان پتاسیم عصاره‌گیری شده به وسیله روش‌های مختلف به ترتیب زیر بوده‌است:

اسید نیتریک ۱ مولار> استات آمونیم ۱ مولار> استات آمونیم ۰/۲۵ مولار> بیکربنات آمونیم– DTPA> مورگان> اسید نیتریک ۰/۱ مولار> اسید سولفوریک ۰/۰۲۵ مولار> کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار> کلرید سدیم ۱ مولار> استات سدیم ۱ مولار> کلرید سدیم ۲ مولار> اسید کلریدریک ۲ مولار.

در بین عصاره‌گیرهای معرفی شده، کلرید سدیم ۲ مولار، استات آمونیم ۰/۲۵ مولار و استات سدیم به دلیل همبستگی بالاتر با پتاسیم برگ همچنین سادگی و سهولت اندازه‌گیری می‌توانند به عنوان بهترین عصاره‌گیر معرفی شوند. در مجموع نظر به اهمیت بسیار زیاد پتاسیم در تغذیه زیتون و همچنین مقادیر پتاسیم موجود در خاک و برگ درخت در باغ‌های ارزیابی شده، با توجه به دامنه نسبتا زیاد در میزان پتاسیم، ارائه یک توصیه یکسان کودی امکان‌پذیر نبوده و توصیه کودی باید با در نظر گرفتن نتایج آزمون خاک صورت گیرد.

## منابع

1- Bourbia S.M., Barré P., Kaci M.B.N., Derridj A., and Velde B. 2013. Potassium status in bulk and rhizospheric soils of olive groves in North Algeria. Geoderma, 197: 161-168.

2- Bouyoucos G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. Agronomy Journal, 54(5): 464-465.

3- Chapman H.D. 1965. Cation exchange capacity. In: Black, C.A. (ed.) Methods of Soil Analysis, part 2. American

Society of Agronomy, Madison, WI.
4- Chartzoulakis K.S. 2005. Salinity and olive: Growth, salt tolerance, photosynthesis and yield. Agricultural Water Management, 78: 108–121.
5- Connel J.H., and Vossen O.M. 2007. Oragnic olive orchard nutrition. In Organic olive production manual, ed. Vossen, P.M., 37-43. Agr. Nat. Res., Publ. 3505, University of California.
6- Csathó P. 1998. Correlations between two soil extractants and corn leaf potassium contents from Hungarian field trials. Communications in Soil Science & Plant Analysis, 29(11-14): 2149-2160.
7- Darunsontaya T., Suddhiprakarn A., Kheoruenromne I., and Gilkes R. J. 2010. The kinetics of potassium release to sodium tetraphenylboron solution from the clay fraction of highly weathered soils. Applied Clay Science, 50(3): 376-385.
8- Dovlati B., Oustan Sh., and Samadi A. 2008. Different forms of potassium and Q/I relationships in soils of sunflower (Khoy area). Journal of Sciences and Technology of Agriculture and Natural Resources, 46: 623-636. (in Persian).
9- Fathi S., Samadi A., Davari M., and Asadi Kapourchal S. 2014. Evaluating different extractants to determine available potassium for corn in calcareous soils of Kordestan province. Cereal research, 4(3): 253-266. (in Persian).
10- Haby V. A., Russelle M. P., and Skogley E. O. 1990. Testing soils for potassium, calcium, and magnesium. Soil testing and plant analysis. 3rd ed. SSSA Book Ser, 3:181-227.
11- Hosienpour A.R., and Biabanaki F. 2004. Relationship between potassium quantity- intensity with different extractant and garlic plant response in some soils of Hamadan. Iranian Journal of Soil and Water Research, 18(1): 1-9. (in Persian)
12- Hosseinpur A.R., and Zarenia M. 2012. Evaluating chemical extractants to estimate available potassium for pinto beans (Phaseolus vulgaris) in some calcareous soils. Plant, Soil and Environment, 58(1): 42-48.
13- Hosseinpur A.R., and Samavati M. 2008. Evaluation of chemical extractants for the determination of available potassium. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 39: 1559–1570.
14- Jackson M.L. 1975. Soil Chemical Analysis: Advanced Course. Department of Soils, College of Agriculture, University of Wisconsin, Madison, WI.
15- Jalali M. 2006 Kinetics of nonexchangeable potassium release and availability in some calcareous soils of Western Iran. Geoderma, 135: 63-71.
16- Jones Jr J. B. 1990. Universal soil extractants: their composition and use. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 21(13-16): 1091-1101.
17- Kavoosi M., and Kalbasi M. 2008.comparison of soil potassium extracting methods to determine critical level of potassium for rice in some paddy soils of Gilan province. ). Journal of Sciences and Technology of Agriculture and Natural Resources. 4(3): 57-69. (in Persian).
18- Knudsen D., Peterson G.A., and P.F. Pratt. 1982. Lithium, sodium and potassium. pp. 225-246. In: Page, A. L. (Ed.). Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological potassium. American Society of Agronomy, Madison, WI.
19- Lopez-Pineiro A., and Navarro A.G. 1997. Potassium release kinetics and availability in unfertilized Vertisols of southwestern Spain. Soil Science, 162(12): 912-918.
20- Malakouti M.J. 2005. Potassium in Iran Agriculture. Sana Publication. 292p. (In Persian)
21- Malakouti M.J., and Tabatabaei S.J. 2001. Innovative approach to balanced nutrition of fruit trees. Tehran, Iran. Agricultural education Publication.
22- Martin H.W., and Sparks D. L. 1983. Kinetics of nonexchangeable potassium release from two coastal plain soils. Soil Science Society of America Journal, 47(5): 883-887.
23- Nath A.K., and Purkaystha S. 1988. A study on soil test and crop response in respect of potassium in acid alluvial soils of Assam. Journal Indian Society Soil Science, 36(1): 120-124.
24- Noori O., Taheri M., Tokasi M. and Gholiyan A. 2015. Evaluation of Tarom olive orchards nutritional status using the deviation from optimum percentage method (DOP). J. of Soil Management and Sustainable Production, 5(1): 79-95. (in Persian).
25- Noori O. 2012. Evaluation of olive (*Olea europaea* L.) adaptability on the sloping lands of Tarom region in Zanjan province using Remote Sensing (RS) and Geographical Information Systems (GIS). Ph.D. Thesis, Tarbiat Modares University, 181p.
26- Richards L.A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils. U. S. Salinity Laboratory Staff. USDA. Hand book No. 60. Washington, D C, USA.
27- Rowell D.L. 1994. Soil Science: Methods and applications. Longman Scientific and Technical, UK.
28- Sadeghi H. 2002. Planting and harvesting of olive. Nashr-e-Amouzesh. Karaj, Iran. 420 pp. (in Persian).
29- Salih, N., and Andderson F. 1999. Nutritional status of a Norway spruce stand in SW Sweden in response to compensatory fertilization. Plant and Soil, 209: 85-100.
30- Salomon E. 1998. Extraction of soil potassium with 0.01 M calcium chloride compared to official Swedish

methods. Communications in Soil Science & Plant Analysis, 29(19-20): 2841-2854.
31- Saykhul A., Chatzistathis T., Chatzissavvidis C., Koundouras S., Therios I., and Dimassi K. 2013. Potassium utilization efficiency of three olive cultivars grown in a hydroponic system. Scientia Horticulturae, 162: 55-62.
32- Shafiei L. 2007. Identification of factors affecting the development of olive cultivation in Kerman province. Agricultural economics and development, 58:1-22 (in Persian).
33- Sharifi M., and Kalbasi M. 2001. Selecting the suitable extractant to extract available potassium for corn in soils of Isfahan province central area. Journal of Sciences and Technology of Agriculture and Natural Resources, 5(1): 77-91. (in Persian).
34- Shivaprakash B.L., Gurumurthy K.T., and Chidanandappa H.M. 2008. Evaluation of suitable extractant for available potassium in rice soils of Tunga command area in Karnataka. Mysore Journal of Agricultural Sciences, 42: 264–267.
35- Simard R.R., and Zizka J. 1994. Evaluating plant available potassium with strontium citrate. Communications in Soil Science & Plant Analysis, 25(9-10): 1779-1789.
36- Taheri M., Vaezi M., Rabiee V., Khoshzaman T., and Esmaeili M. 2010. Optimizing fertilizer use in Tarom olive orchards in Zanjan province. The $1_{st}$ Iranian Fertilizer Challenges Congress: Half a Century of the Fertilizer Consumption. 1-3 March Tehran, Iran.
37- Taheri M., Azimi M., and Talaei A. 2007. An investigation of physicochemical characteristics of olive orchards soils in Tarom in Iran. $12_{th}$ International Congress of Horticultural sciences. South Korea.
38- Taheri M., and Malakouti M. 2000. Necessity of optimization use of fertilizers to increase the yield and quality of the olives. Technical publication No. 66, Karaj, Iran.
39- Vossen P. 2007. Olive oil: history, production, and characteristics of the world's classic oils. HortScience, 42: 1093-1100.
40- Wang H. Y., Sun H. X., and Zhou J. M. 2010. Potassium extracting power, a key factor determine the efficiency of the sodium tetraphenlylboron method to evaluate soil K availability to plant. In Proceed-ing of $19_{th}$ World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World. Brisbane, Australia.
41- Zarrabi M., and Jalali M. 2008. Evaluation of extractants and quantity–intensity relationship for estimation of available potassium in some calcareous soils of western Iran. Communications in soil science and plant analysis, 39(17-18): 2663-2677.
42- Zarrabi M., and Jalali M. 2009. Comparison of some extractants for extracting available potassium for wheat in some soils of Hamadan province. Iranian Journal of Soil and Water Research, 40(2): 149-155. (in Persian).

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 835-845

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۴۵-۸۳۵

# Study of Potassium Status and Evaluating Chemical Extractants for Estimating Available K in Some Soils of Olive Orchards of Fars Province

**M. Ahrari[1] - H.R. Owliaie[2*]- E. Adhami[3] – M. Najafi Ghiri[4]**

Received: 03-05-2016
Accepted: 11-01-2017

**Introduction:** Evaluation of the nutrient status in soil is important from the nutritional, environmental, and economical aspects. Potassium is an essential element for plant growth and is a dynamic ion in the soil system. Soil testing is a useful tool that can help to ensure the efficient use of applied plant nutrients. Soil tests measure the quantity of a nutrient element that is extracted from a soil by a particular chemical extracting solution. The measured quantity of extractable nutrient in soil is then used to predict the crop yield response to application of the nutrient as fertilizer, manure, or other amendments. Over the years, many different soil testing procedures and extracting solutions were evaluated in an effort to identify a method that provides the most reliable prediction of crop yield response to nutrient application. It was determined that some soil testing procedures are best suited for particular soil types and climatic regions, whereas other soil testing procedures are better suited for different soil types and climates. Olive is a strategic and economic product in Iran. Fars province is the second largest olive producer in Iran. There is no general information about K status in the soils and olive trees of the Fars province as well as no introduced appropriate K extractants for theses soils. Therefore, the objectives of this study were: i) evaluating potassium status of some soils of olive orchards of Fars province and ii) introducing appropriate k extractants for extracting available K in these soils.

**Materials and Methods:** Fars province, with an area of 122000 $km^2$ is located in southern Iran. The elevation varies from 500 m to 4400 m above mean sea level. Based on the information regarding olive orchards of Fars province, 13 typical olive orchards were selected. 26 surface (0-30 cm) and subsurface (30-60 cm) soil samples were taken. Physiochemical properties of the soil samples were determined based on standard methods. Soil reaction, texture, electrical conductivity, calcium carbonate, organic carbon, and cation exchange capacity were identified. The 12 K extracting solutions were 1M NaCl, 2M NaCl, 0.01M $CaCl_2$, Morgan, AB-DTPA, 1M $NH_4OAC$, 0.25M $NH_4OAC$, 1M NaOAC, 2M HCl, 0.1M $HNO_3$, 1M $HNO_3$, and 0.025M $H_2SO_4$. The K contents of leaf samples were determined in 1g of each sample. The samples were dried and then ashed in 450°C for 4 h. 2M HCl was used to digest the samples. Potassium in all the filtrated extracts were then analyzed using flame photometer.

**Results and Discussion:** The all soils were calcareous (average of 48.7 and 50.2% calcium carbonate equivalent in surface and subsurface, respectively) with pH in range of 7.05-7.8. The textural classes were loam, clay loam, and sandy loam. The results showed that the concentrations of K extracted varied widely with the used method, because each extractant remove different portions of K. Among the 12 tested methods, boiling 1 mol/L $HNO_3$ extracted highest amount of K (mean 696.1 mg/kg and range of 203.3-1893 mg/kg) which extracted soluble, exchangeable, and non-exchangeable potassium forms due to its high concentration of $H^+$ and 2mol/L HCl removed the lowest amount of K (mean 32.7 mg/kg and range of 2.6-148.5 mg/kg). Correlation coefficients between K extracted by 12 extractants were determined. The correlation between potassium extracted by all the chemical methods was positive and significant except for boiling 1M $HNO_3$. Between all tested extractants, 0.25M $NH_4OAC$ and 1M $NH_4OAC$ had the highest correlation ($p\leq0.01$, $r= 0.999$). The relationship between soil potassium and potassium concentration in olive leaves were evaluated. Maximum correlation between leaf K and extracted soil K were noticed in 2M NaCl, 0.25M $NH_4OAC$, 1M NaOAC, and AB-DTPA ($r=0.721$, 0.718, 0.717, and 0.714, respectively) and the minimum correlation was noticed in 1M $HNO_3$ ($r= 0.661$).

**Conclusion:** The concentrations of K extracted varied widely with applied method, because of desorbing different portions of K by each method, different concentrations of each extracting solution, and the different times of equilibration. On average, the quantity of extracted K by 12 methods were in the following order: boiling 1M $HNO_3$> 1M $NH_4OAC$> 0.25M $NH_4OAC$> AB-DTPA> morgan> 0.1 $HNO_3$> 0.025M $H_2SO_4$> 0.01M $CaCl_2$> 1M NaCl> 1M NaOAC> 2M NaCl> 2M HCl. This study showed that 2M NaCl, 0.25M $NH_4OAC$ and 1M NaOAC would be suitable as soil testing methods for determining available K for olive in the soils of Fars

1, 2 and 3- Former M.Sc. student and Associate Professors of Soil Science, Yasouj University
(*- Corresponding Author Email: Owliaie@yu.ac.ir)
4-Associate Professor of Soil Science, College of Agriculture and Natural resources, Darab, Shiraz University

province. These extractants were the best because of high correlation with plants potassium. In addition, advantages of these extractants are low cost and simplicity. As a recommendation, using of K fertilizers in most olive orchards of the province will improve quantity and quality of the yield.

**Keywords**: Available potassium, Chemical extractants, Nutrition management, Olive orchards

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۶۲-۸۴۶

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 846-862

# بررسی تأثیر عوامل محیطی و گوگرد بازیافتی از پالایشگاه گاز شهید هاشمی‌نژاد بر کیفیت خاک‌های کشاورزی

مریم تاج بخشیان[۱] – محمد حسین محمودی قرائی[۲*] – اسدالله محبوبی[۳] – رضا موسوی حرمی[۴] – ایرج اجلالی[۵]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۱۴
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۲/۲۵

## چکیده

به منظور بررسی کیفیت خاک موجود در منطقه پالایشگاه گاز شهید هاشمی نژاد، واقع در ۱۶۵ کیلومتری شمال شرق مشهد و ۳۵ کیلومتری جنوب شهرستان سرخس، تعداد ۲۲ نمونه خاک از داخل محوطه و همچنین زمین‌های کشاورزی اطراف پالایشگاه برداشت شد. pH عصاره‌های خاک در تعادل با آب مقطر و همچنین در تعادل با محلول کلرید پتاسیم، هر دو با نسبت ۱:۲/۵ خاک به آب اندازه‌گیری شد. پارامترهای دیگری نیز مانند محتوای سولفات کل به روش هضم کامل، غلظت کاتیون‌های کلسیم و منیزیم به روش تیتراسیون کمپلکسومتری و همچنین سدیم و پتاسیم به روش طیف سنجی جذب اتمی اندازه‌گیری شدند. بررسی میزان شوری خاک با استفاده ازهدایت الکتریکی نشان داد اکثر نمونه‌های خاک خارج از محوطه پالایشگاه در رده خاک‌های غیر شور، دو نمونه داخل محوطه و دو نمونه خارج از محوطه در رده خاک‌هایی با شوری کم و یک نمونه داخل محوطه در گروه خاک‌هایی با شوری زیاد قرار داشتند. تغییرات شاخص ΔpH با تغییرات EC روندی معکوس را نشان داد و نتایج بررسی شوری خاک با استفاده از EC را تأیید کرد. با استفاده از دو شاخص SAR و EC غیر شور و غیر سدیمی بودن اکثر نمونه‌های خاک و همچنین مناسب بودن آن‌ها برای کشاورزی از نظر حفظ وضعیت در برابر تنش‌های مختلف مشخص شد و فقط یکی از نمونه‌های برداشت شده از داخل محوطه پالایشگاه با داشتن EC بالاتر و قرار گرفتن در رده خاک‌های شور و غیر سدیمی، جهت تولید محصول محدودیت نشان داد. شاخص ESP با داشتن مقادیر کم‌تر از ۱۵ درصد در تمام نمونه‌های خاک نشان داد تمرکز سدیم در این نمونه‌ها خطری برای محصولات کشاورزی ندارد. رابطه تمرکز سولفات کل با pH و EC به ترتیب روابطی با ضرایب همبستگی معکوس و مستقیم نسبتاً بالا بود که نشان‌دهنده تأثیر کم گوگرد بازیافتی از پالایشگاه بر ایجاد شرایط اسیدی در خاک و افزایش محتوای نمک‌های محلول خاک بود که اینگونه تأثیرات درمورد نمونه‌های خاک داخل محوطه بیشتر بود.

**واژه‌های کلیدی:** پالایشگاه گاز، SAR، سولفات کل، کیفیت خاک، EC، ΔpH

## مقدمه

خاک یکی از مهم‌ترین اجزای محیط زیست به شمار می‌رود، به طوری که زندگی انسان و سایر موجودات زنده تا حد زیادی به آن وابسته است. در حال حاضر، جمعیت قابل توجهی از مردم کشورهای در حال توسعه به فعالیت‌های کشاورزی مشغول‌اند (۲۱). با وجود منابع و سرمایه‌های محدود در چنین جوامعی، مدیریت بهینه کیفیت خاک و به ویژه خاک‌های مورد استفاده برای کشاورزی جهت تقویت و ثبات اکوسیستم‌های طبیعی ضروری است (۲۲). از عوامل تأثیر گذار بر کیفیت خاک می‌توان به فعالیت‌های صنعتی یا معدنی در یک منطقه اشاره کرد. یکی از عناصری که محصول چنین فعالیت‌هایی است گوگرد می‌باشد. محتوای گوگرد در خاک بسیار متفاوت بوده و از گستره ۵۰ تا ۵۰۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است (۱۵). سطوح بسیار بالای غلظت گوگرد مربوط به سیستم‌های بی‌هوازی مانند باتلاق‌ها می‌باشد، هم‌چنین در مناطقی با آب و هوای بسیار خشک، تجمع کانی‌های ژیپس[۴] و یا اپسومیت[۵] موجب افزایش غلظت گوگرد در خاک می‌شود (۵). علاوه بر عوامل طبیعی، فعالیت‌های صنعتی از

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد، دانشیار و استادان گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم پایه مشهد، دانشگاه فردوسی مشهد
(*- نویسنده مسئول: (Email: mhmgharaie@um.ac.ir
۵- کارشناس ارشد، واحد حفاظت، ایمنی و بهداشت محیط زیست (HSE) شرکت پالایش گاز شهید هاشمی نژاد (خانگیران)، سرخس
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.54415

4- Gypsum (CaSO4, 2H2O)
5- Epsumite (MgSO4, 7H2O)

جمله پالایش گاز ترش نیز سهم به سزایی در افزایش محتوای این عنصر در اکوسیستم‌های طبیعی و به ویژه در خاک دارند. گوگرد عنصری ($S^0$) محصول جانبی فرآیند پالایش گاز طبیعی است که در طول این فرآیند، گاز سولفید هیدروژن ($H_2S$) موجود در گاز ترش زدوده شده و پس از تبدیل به گوگرد جامد قالب‌گیری شده، در ابعاد وسیعی تجمع می‌یابد. با گذشت زمان، فرسایش بادی موجب شکستگی این بلوکه‌ها شده و در نتیجه گوگرد در مناطق مجاور نزدیک تا دور ته‌نشین می‌شود. اکسایش متعاقب ذرات ته‌نشین شده گوگرد، به صورت شیمیایی و یا با دخالت میکروارگانیسم‌ها، تولید اسید سولفوریک کرده که در نتیجه آن خاک اسیدی می‌شود (۲). ته‌نشینی فزاینده گوگرد و اکسایش آن به گسترش شرایط اسیدی خاک منجر شده و درنتیجه به خروج کاتیون‌های مغذی مانند کلسیم، منیزیم، سدیم و پتاسیم از خاک می‌انجامد. هم‌چنین، افزایش سولفات در خاک و اسیدی شدن آن باعث تسریع هوازدگی سیلیکات‌ها در لایه فوقانی خاک می‌شود. بسته به میزان ماندگاری گوگرد، افزایش در محتوای سولفات محلول خاک و خروج کاتیون‌های مغذی به طورمشخصی افزایش می‌یابد (۳۲). بنابراین، کاهش pH، افزایش سولفات محلول درخاک و افزایش فرسایش خاک از تأثیرات مستقیم وجود گوگرد فراوان در خاک به شمار می‌رود. هم‌چنین افزوده شدن دراز مدت گوگرد به خاک موجب تشکیل سولفات کلسیم (ژیپس)($CaSO_4$) شده که مشکلاتی نظیر افزایش شوری در خاک را در پی دارد (۱۲). از طرفی، ترکیبات گوگردی در زمره آلایندگان اتمسفری هستند که در نواحی پر باران می‌توانند تأثیرات منفی بر خاک داشته باشند (۷). ترکیبات گازی متنوعی درارتباط با فعالیت پالایشگاه‌های گاز وارد اتمسفر می‌شوند که از مهم‌ترین آنها می‌توان به متان($CH_4$)، دی اکسید نیتروژن($NO_2$)، دی اکسید کربن ($CO_2$) و به خصوص دی اکسید گوگرد ($SO_2$) اشاره کرد که از طریق ایجاد باران‌های اسیدی تأثیرات نامطلوبی بر روی خاک و اکوسیستم آن می‌گذارد (۳۷).

پالایشگاه گاز شهید هاشمی‌نژاد در ۳۵ کیلومتری سرخس و ۱۶۵ کیلومتری شمال شرق مشهد، در طول جغرافیایی "۵۱/۷ '۵۰ °۶۰ شرقی و عرض "۶/۴ '۲۸ °۳۶ شمالی قرار گرفته است. این پالایشگاه که فعالیت خود را از سال ۱۳۵۲ آغاز نموده است، از مجموع ۴۱۶ میلیارد متر مکعب ذخائر گازی قابل استحصال میادین خانگیران و گنبدلی، تا کنون ۱۳۶ میلیارد متر مکعب آن را برداشت نموده و این مخازن تا ۲۳ سال آینده نیز قابل بهره برداری می‌باشند (۳۹). علاوه بر پالایش و تولید گاز به میزان ۵۰ میلیون متر مکعب در روز، بازیافت گوگرد باخلوص ۹۹/۹ درصد و ظرفیت اسمی ۲۰۰۰ تن در روز نیز از محصولات جانبی این مجتمع گازی به حساب می‌آید (۳۹). مطالعات هواشناسی و بررسی آلاینده‌های هوا در پالایشگاه گاز شهید هاشمی‌نژاد نشان داده است که بیشترین میزان آلودگی در نزدیکی محل قالب‌گیری گوگرد و به ویژه در بخش‌های جنوبی و غربی پالایشگاه بوده است (۱۷).

منطقه مورد مطالعه به وسعت ۱۲۶ کیلومتر مربع در زیر حوضه گنبدلی، واقع در حوضه کپه‌داغ و در استان خراسان رضوی واقع شده و بخشی از محدوده شهرستان سرخس محسوب می‌شود (شکل ۱). این منطقه دارای اقلیم خشک سرد تا خشک معتدل است و پراکنش بارندگی در ماه‌های مختلف سال نشان‌دهنده یک رژیم اقلیمی مدیترانه‌ای است؛ به طوری که بیشترین مقدار باران در ماه‌های سرد و کم‌ترین مقدار در ماه‌های گرم سال اتفاق می‌افتد. ماه‌های خرداد، تیر، مرداد و شهریور گرم‌ترین اوقات سال محسوب شده که در این ماه‌ها میانگین دمای حداکثر روزانه بیشتر از ۳۰ درجه سانتی‌گراد است. ماه‌های آذر، دی و بهمن سردترین ماه‌های سال هستند. بیشترین بادها در ۳ ماه فصل تابستان و از جهت ۶۰ درجه نسبت به شمال یعنی از سمت شمال غربی به جنوب شرقی می‌وزند (۱۷). با توجه به اینکه ۶۵ درصد ساکنین منطقه به کشاورزی و دامداری اشتغال دارند، بررسی کیفیت خاک از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است، زیرا فعالیت پالایشگاه در این منطقه و تخلیه حجم عظیمی از آلاینده‌ها به اتمسفر و در نتیجه ته‌نشینی آنها در نواحی مجاور می‌تواند منجر به کاهش کیفیت خاک‌های کشاورزی شود.

## مواد و روش‌ها

به منظور بررسی مقدار سولفات و اثرات ناشی از آن در خاک منطقه مورد مطالعه، تعداد ۲۲ نمونه خاک سطحی موجود در داخل پالایشگاه گاز شهید هاشمی‌نژاد و مناطق مجاور آن برداشت شد. سه نمونه از داخل پالایشگاه و درمجاورت محل قالب‌گیری گوگرد (TS5, TS6, TS7)، یک نمونه از شمال آن (TS12)، یک نمونه از غرب(TS8)، یک نمونه از شرق (TS11) و سایر نمونه‌ها از جنوب پالایشگاه برداشت شده‌اند (شکل ۱). در جدول ۱ مشخصات نقاط نمونه‌برداری از خاک منطقه مورد مطالعه ارائه شده است. نمونه‌های خاک برداشت شده داخل نایلون پلاستیکی قرار داده شد و پس از انتقال به آزمایشگاه ژئوشیمی دانشکده علوم در دانشگاه فردوسی مشهد پارامترهای مختلف مربوط به خاک از قبیل pH، هدایت الکتریکی(EC)، سولفات کل و کاتیون‌های کلسیم، منیزیم، سدیم و پتاسیم در آنها اندازه‌گیری شد. pH نمونه‌های خاک در تعادل با آب مقطر و هم‌چنین در تعادل با محلول کلرید پتاسیم ۱ مولار با نسبت ۱:۲/۵ خاک به محلول، اندازه‌گیری شد. جهت بررسی میزان شوری خاک از دو شاخص هدایت الکتریکی و تفاضل pH ($\Delta pH = pH_{H2O} - pH_{KCl}$) استفاده شد (۳۱). هدایت الکتریکی عصاره نمونه‌های خاک درنسبت‌های ۱:۲/۵، ۱:۴، ۱:۵، ۱:۶، ۱:۸ و ۱:۱۰ خاک به آب اندازه‌گیری شده و در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد تصحیح شد و سپس

با ترسیم مقادیر به دست آمده در برابر نسبت‌های مختلف، میزان هدایت الکتریکی ۱:۱خاک به آب به دست آمد (۳۱) (شکل ۲). مقدار سولفات کل در نمونه‌های خاک مورد مطالعه به روش گراویمتری (۲۴) در آزمایشگاه شیمی تجزیه دانشکده علوم دانشگاه فردوسی مشهد تعیین شد. جهت تهیه عصاره حاصل از هضم، به ۰/۵ گرم خاک درون ظرف هضم تفلونی، مخلوطی از ۲ میلی‌لیتر اسید فلوئوریدریک غلیظ، ۵ میلی‌لیتراسید کلریدریک و ۸ میلی‌لیتراسید نیتریک غلیظ اضافه شد و برای مدت یک ساعت در دمای ۱۷۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد. پس از سرد شدن، نمونه‌ها تا دمای ۱۳۰ درجه سانتی‌گراد به مدت چند ساعت گرما داده شدند تا خشک شوند. سپس باقیمانده حاصل از تبخیر در مخلوطی از ۲ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ و ۲ میلی‌لیتراسیدکلریدریک حل شد و محلول حاصل توسط آب دیونیزه به حجم ۲۵ میلی‌لیتر رسانده شد. برای اندازه‌گیری کاتیون‌های کلسیم و منیزیم در مرحله اول از روش تیتراسیون عصاره خاک در محلول بافر آمونیاک توسط محلول ۰/۰۱ نرمال[1] EDTA در حضور معرف اریو کروم بلک تی[2] و در مرحله دوم تیتراسیون عصاره خاک در محلول قلیایی هیدروکسید سدیم توسط محلول ۰/۰۱ نرمال EDTA در حضور معرف موروکساید[3] انجام شد (۱۶). تعیین غلظت کاتیون‌های سدیم و پتاسیم نیز از طریق عصاره‌گیری توسط محلول کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار (۱۸) و اندازه‌گیری به وسیله دستگاه طیف سنجی جذب اتمی در آزمایشگاه ژئوشیمی دانشکده علوم دانشگاه فردوسی مشهد انجام شد. جهت بررسی کیفیت نمونه‌های خاک علاوه بر مقدار شوری که از دو پارامتر EC و ΔpH استفاده شد، مقادیر نسبت جذب سدیم و درصد سدیم تبادلی نیز در خاک‌های مورد مطالعه برای مصارف کشاورزی محاسبه شدند.

## نتایج و بحث

نتایج حاصل از اندازه‌گیری هدایت الکتریکی، سولفات کل و هم‌چنین غلظت کاتیون‌های اصلی موجود در نمونه‌های خاک مورد مطالعه در جدول ۲ ارائه شده است. همان‌طور که در جدول مشاهده می‌شود بیشترین غلظت سولفات کل و کم‌ترین میزان pH اندازه‌گیری شده هم در آب مقطر و هم در محلول کلرید پتاسیم، مربوط به سه نمونه داخل سایت پالایشگاه (TS5, TS6 وTS7) است، که به ترتیب با مقادیر سولفات کل ۲۹۳۱/۵، ۳۹۷۳/۹ و ۳۷۹۰/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم، pH اندازه‌گیری شده در آب مقطر ۶/۶، ۶/۷ و ۶/۷ و pH اندازه‌گیری شده در محلول KCl به میزان ۶/۹، ۶/۹ و ۶/۷ است. کم‌ترین مقدار سولفات کل در نمونه شمال پالایشگاه (TS12) به میزان ۱۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد که البته در خلاف جهت وزش باد قرار داشته است. نمونه‌های مربوط به داخل پالایشگاه به طور مشخصی در تمامی نسبت‌های خاک به آب دارای هدایت الکتریکی بیشتری نسبت به سایر نمونه‌های برداشت شده بودند، به طوری که در این نمونه‌ها میانگین هدایت الکتریکی با کاهش نسبت خاک به آب به ترتیب برابر با ۵۶۷۲/۶، ۴۴۴۰/۳، ۵۴۰۶، ۳۷۶۹/۷، ۳۷۴۱/۷، ۳۵۵۵/۶ و ۳۳۱۴/۵ میکرو زیمنس بر سانتی‌متر بود.

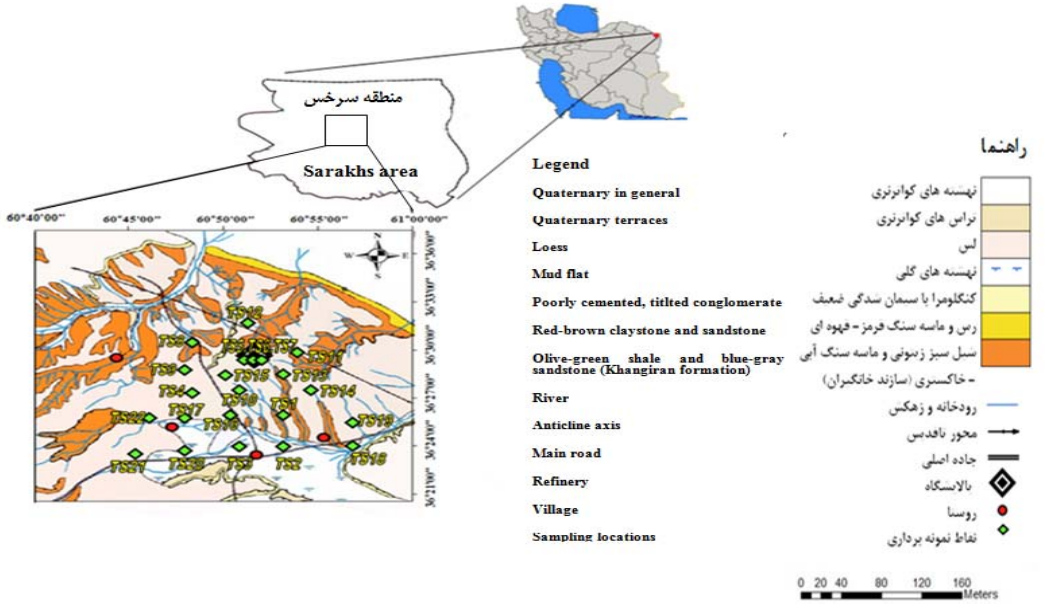
در مقابل، نمونه‌های خاک مربوط به خارج از پالایشگاه با کاهش نسبت خاک به آب به ترتیب دارای میانگین هدایت الکتریکی ۸۳۰/۸، ۶۳۰/۷۸۵،۶/۵، ۵۱۹/۹، ۵۰۷/۵، ۴۳۳/۸ و ۳۸۲/۴ میکروزیمنس بر سانتی‌متر بودند. روند کاهش غلظت میانگین کاتیون‌های اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک موردمطالعه به صورت کلسیم، منیزیم، سدیم و پتاسیم به ترتیب به میزان ۵۶/۹۲، ۴۳/۵۸، ۳۳/۰۳ و ۱۶/۳۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. نمونهTS3 بیشترین مقدارکلسیم به میزان ۱۰۸/۲۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کم‌ترین مقدار منیزیم به میزان ۲/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم را نشان داد، در حالی که کم‌ترین تمرکز کلسیم ۲۰/۰۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم درنمونه TS11 و بیشترین غلظت منیزیم ۱۱۴/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم در نمونه TS9 مشاهده شد. کاتیون سدیم بیشترین غلظت را در نمونه TS5 و کم‌ترین غلظت را در نمونه TS2 به ترتیب به میزان۳۳۷ و ۸/۶ میلی‌گرم برکیلوگرم نشان می‌دهد، در حالی که کاتیون پتاسیم بیشترین غلظت را در نمونه TS18 به میزان ۳۷ میلی‌گرم برکیلوگرم و کم‌ترین غلظت را در نمونه TS7 به مقدار ۱۱/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم داراست. به طور کلی درمورد غلظت کاتیون‌ها می‌توان گفت مقدار کلسیم و پتاسیم در نمونه‌های داخل سایت تفاوت مشخصی با سایر نمونه‌ها نشان نمی‌دهند، اما مقدار منیزیم در این نمونه‌هاکم‌تر ازنمونه‌های خارج از سایت می‌باشد. سدیم در دو نمونه داخل پالایشگاه (TS5, TS6) به ترتیب با غلظت ۳۳۷ و ۵۵/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم به طور قابل توجهی تمرکز بیشتری را نسبت به نمونه‌های خارج از محوطه پالایشگاه نشان می‌دهد.

### ارزیابی کیفیت نمونه‌های خاک جهت کشاورزی شوری

شوری خاک یکی از مهم‌ترین نگرانی‌ها در بسیاری از نقاط جهان است که موجب کاهش بازدهی محصولات کشاورزی شده و به خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک توسعه پوشش گیاهی را به شدت تحت تأثیر قرار می‌دهد (۲۵). شوری خاک در رابطه مستقیم با مجموع نمک‌های موجود در خاک بوده و هنگامی که میزان این نمک‌ها در خاک افزایش یابد، استفاده گیاهان از رطوبت خاک مشکل می‌شود. تحمل گیاهان مختلف نسبت به شوری متفاوت بوده و هنگامی که سطح نمک موجود در خاک از حد توانایی آنها برای

1- Ethylene DiAmin Tethra Acid Acetic
2- Eriochrome Black T
3- Moroxide

استفاده از رطوبت خاک بیشتر شود، دچار کمبود آب می‌شوند (۲۹). به طور کلی خاک‌های شور به خاک‌هایی با هدایت الکتریکی بیش از ۴ دسی زیمنس بر متر گفته می‌شود (۱۴) (جدول ۳). ارزیابی شوری خاک به دو روش انجام می‌شود که متداول‌ترین آن اندازه‌گیری هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک و روش دیگر استفاده از شاخص ΔpH است (۳۱). در تعادل خاک و آب، تمامی یون‌های اسیدی جذب شده بر سطح کمپلکس‌های رس- هوموس در اندازه‌گیری pH نادیده گرفته می‌شوند. در حالی که چنین یون‌های جذب سطحی شده توسط یونی دیگر مانند $K^+$ ازمحلولی غیرتامپون مانند کلرید پتاسیم قابل تبادل هستند، و از این رو معمولاً pH کلرید پتاسیم کم‌تر از pH آب است و یا به عبارتی $\Delta pH= (pH_{H2O}) - (pH_{KCl})$ همواره مثبت و از ۰/۵ تا ۱/۵ تغییر می‌کند. در خاک های شور معمولاً ΔpH قابل صرفنظر کردن است، به عبارت دیگر ناچیز بودن ΔpH یک معیار تشخیص خاک شور به حساب می‌آید (۳۱). همان طور که اشاره شد در نمونه‌های خاک مورد مطالعه از هر دو روش جهت ارزیابی میزان شوری استفاده شد.در شکل ۳ نتایج اندازه‌گیری میزان هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک و هم‌چنین شاخص ΔpH نشان داده شده است و براساس آن اکثر نمونه‌های خاک مورد مطالعه (۷۷ درصد) در رده خاک‌های غیر شور قرار گرفته و ۱۸ درصد ازآنها جزء خاک‌هایی با شوری کم محسوب می‌شوند (جدول ۳). تنها یک نمونه (TS5) دارای شوری زیاد است. رده‌هایی با شوری متوسط و شوری بسیار زیاد در نمونه‌های مورد مطالعه مشاهده نشدند. با توجه به اینکه مقادیرEC و ΔpH رابطه عکس با یکدیگر دارند، خاک‌های با شوری بیشتر، شاخص ΔpH کم‌تری دارند. این موضوع به ویژه درمورد نمونه‌های خاک برداشت شده از داخل محوطه پالایشگاه مشخص‌تر بوده و شاخص ΔpH در این نمونه‌ها دارای مقادیر صفر و منفی است. از این رو هر دو پارامتر EC و ΔpH شوری و میزان نمک‌های محلول بیشتری را برای سه نمونه داخل پالایشگاه (TS5,TS6,TS7) نشان می‌دهند. بر این اساس نمونه‌های خاک برداشت شده از خارج پالایشگاه از نظر میزان املاح و شوری کیفیت مناسبی برای مصارف کشاورزی نشان می‌دهند. از بین این نمونه‌ها، تنها نمونه TS2 هدایت الکتریکی بیشتری نشان می‌دهد که دلیل احتمالی آن استفاده از کودهای مختلفی است که منجر به افزایش نمک‌های محلول در خاک می‌شوند (۲). سه نمونه خاک داخل محوطه پالایشگاه با داشتن شوری کم تا زیاد برای مصارف کشاورزی از نظر میزان نمک‌های محلول کیفیت مناسبی را نشان نمی‌دهند.




**شکل ۱- نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه(۱) به همراه نقاط نمونه برداری از خاک که با لوزی نشان داده شده است.**

**Figure 1- Geological map of study area (1) with soil sampling locations showed by rhombic signs.**

## محتوای کاتیون‌ها

اندازه‌گیری شوری خاک که در بخش قبل اشاره شد روشی بود برای تعیین مقدار مجموع یون‌های محلولی که در خاک حضور دارند. اما تعیین مقدار این یون‌ها، به ویژه کاتیون‌های مغذی در خاک که رابطه مستقیمی با کیفیت خاک‌های کشاورزی دارند، در مطالعه حاصلخیزی خاک از اهمیت زیادی برخورداراست. تغذیه گیاهان و رابطه آنها با خاک مکانیسم پیچیده‌ای است که تحت تأثیر عوامل محیطی متعددی قرار دارد (۳). در مجموع ۱۶ عنصر در تغذیه گیاهان نقش دارند که از این میان سه عنصر به طور طبیعی در خاک وجود دارند، ولی سایر عناصر گاه با استفاده از کودهای کشاورزی به خاک

افزوده می‌شوند.

**جدول ۱- مشخصات نقاط نمونه‌برداری از خاک**

**Table 1- Properties of soil sampling locations**

| نام نمونه Sample name | طول جغرافیایی Longitude (E) | عرض جغرافیایی Latitude (N) | ارتفاع Elevation (m) | فاصله از پالایشگاه Distance from refinery (km) | موقعیت نسبت به پالایشگاه Position to refinery |
|---|---|---|---|---|---|
| TS1 | 60° 52′ 35.4" | 36° 24′ 10.8" | 390 | 7.51 | Southجنوب |
| TS2 | 60° 52′ 12.3" | 36° 23′ 11.4" | 388 | 9.06 | Southجنوب |
| TS3 | 60° 51′ 17.2" | 36° 23′ 13.2" | 401 | 8.7 | Southجنوب |
| TS4 | 60° 49′ 55.8" | 36° 25′ 29.2" | 416 | 4.77 | Southجنوب |
| TS5 | 60° 50′ 45.4" | 36° 27′ 34.4" | 454 | 0.25 | Insideداخل |
| TS6 | 60° 50′ 48.3" | 36° 27′ 34.4" | 457 | 0.245 | Insideداخل |
| TS7 | 60° 50′ 52.8" | 36° 27′ 34.2" | 457 | 0.26 | Insideداخل |
| TS8 | 60° 48′ 30.6" | 36° 27′ 52.2" | 461 | 3.4 | West غرب |
| TS9 | 60° 49′ 18.23" | 36° 26′ 35.83" | 437 | 3.36 | Southجنوب |
| TS10 | 60° 51′ 7" | 36° 25′ 46.5" | 424 | 4.06 | Southجنوب |
| TS11 | 60° 51′ 53.5" | 36° 27′ 37.5" | 401 | 1.78 | East شرق |
| TS12 | 60° 50′ 24.3" | 36° 29′ 26.7" | 498 | 2.77 | Northشمال |
| TS13 | 60° 51′ 39.1" | 36° 26′ 44.3" | 451 | 3.63 | Southجنوب |
| TS14 | 60° 52′ 50 78" | 36° 25′ 39.82" | 407 | 5.25 | Southجنوب |
| TS15 | 60° 50′ 25.3" | 36° 26′ 20.4" | 443 | 3.09 | Southجنوب |
| TS16 | 60° 51′ 24.2" | 36° 24′ 27.9" | 420 | 6.58 | Southجنوب |
| TS17 | 60° 49′ 5.3" | 36° 24′ 9.7" | 416 | 7.45 | Southجنوب |
| TS18 | 60° 53′ 30.4" | 36° 23′ 25.9" | 384 | 9.07 | Southجنوب |
| TS19 | 60° 53′ 30.39" | 36° 24′ 2.91" | 384 | 8.15 | Southجنوب |
| TS20 | 60° 48′ 49.7" | 36° 22′ 58.5" | 435 | 9.67 | Southجنوب |
| TS21 | 60° 47′ 39.1" | 36° 23′ 1.9" | 436 | 10.25 | Southجنوب |
| TS22 | 60° 48′ 18 14" | 36° 24′ 16.69" | 435 | 7.86 | Southجنوب |

کاتیون‌های خاک عموماً شامل $Ca^{2+}$، $Mg^{2+}$، $K^{+}$، $NH_4^{+}$، $H^{+}$ هستند (۳). کلسیم یکی از پنج عنصر فراوان در پوسته زمین بوده و یکی از سازندگان اصلی بسیاری از کانی‌ها مانند فلدسپات وکلسیت است. منیزیم درگستره وسیعی از کانی‌های سیلیکاته به ویژه بیوتیت و کلریت حضور دارد و نقش ویژه‌ای در فرآیندهای زیستی ایفا می‌کند. فراوانی سدیم در پوسته زمین حدود ۲/۳ درصد است و اغلب در کانی‌های تبخیری از قبیل هالیت یافت می‌شود. هم‌چنین این عنصر یکی از چهار کاتیون اصلی مرتبط با ظرفیت تبادل کاتیونی خاک (CEC)[1] می‌باشد. پتاسیم درخاک مقداری کم‌تر از منیزیم و سدیم دارد و علاوه بر تبخیری‌ها در کانی‌های سیلیکاته‌ای مانند فلدسپات و میکا حضور دارد (۳۰). در بررسی کیفیت خاک جهت کشاورزی با توجه به غلظت کاتیون‌ها، شاخص‌های مختلفی مورداستفاده قرار می‌گیرد. مثلاً کاتیون سدیم به میزان زیاد توسط ذرات خاک جذب شده و خاک سدیمی می‌شود و در نتیجه ساختار و خصوصیات هیدرولیکی آن تغییر می‌یابد. این تأثیرات سدیمی شدن خاک که اغلب توسط نسبت جذب سدیم خاک[2] (SAR) یا درصد سدیم قابل تبادل خاک[3] (ESP) مشخص می‌شود تنهازمانی آشکار می‌گردد که نمک‌ها تا زیرسطح ایستابی آب شسته شده و قدرت یونی محلول خاک نیز کم باشد (۳۵).

– شاخص نسبت جذب سدیم (SAR): نسبت جذب سدیم با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود که در آن غلظت کاتیون‌ها بر حسب میلی‌مول بر لیتر است (۶، ۳۶):

معادله۱

$$SAR = \frac{[Na^{+}]}{\sqrt{[Ca^{2+}+Mg^{2+}]}}$$

1- Cation Exchange Capacity

2- Sodium Adsorption Ratio

3- Exchangable Sodium Percentage

**جدول ۲- نتایج اندازه‌گیری پارامترهای مختلف در نمونه‌های خاک مورد مطالعه**

**Table 2- Results of different parameters measurement in the soil samples**

| نام نمونه Sample name | اسیدیته Acidity | | هدایت الکتریکی Electrical conductivity | | | | | | | کاتیون‌ها Cations | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | pH $H_2O$ | pH KCl | EC 1:1 | EC 1:2.5 | EC 1:4 | EC 1:5 | EC 1:6 | EC 1:8 | EC 1:10 | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $Na^{+}$ | $K^{+}$ | سولفات کل $SO_4^{2-}$ Total |
| | | | $\mu S\ cm^{-1}$ | | | | | | | $mg\ kg^{-1}$ | | | | |
| TS1 | 6.7 | 6.5 | 1172 | 1093 | 874.3 | 744.8 | 628.2 | 518 | 431 | 80.16 | 12.15 | 23.7 | 18.6 | 131.8 |
| TS2 | 6.8 | 6.7 | 2512 | 2478.1 | 2234.3 | 2154.5 | 2133.4 | 2098.9 | 2064.3 | 104.2 | 10.93 | 8.6 | 14.2 | 1209.3 |
| TS3 | 7.4 | 6.8 | 795 | 751.4 | 561 | 472.5 | 405.7 | 337.3 | 332.6 | 108.21 | 2.43 | 13.3 | 16 | 68 |
| TS4 | 8.5 | 7.4 | 214.2 | 196.4 | 177.7 | 162.4 | 143.1 | 115.3 | 115.1 | 92.18 | 65.63 | 12.9 | 13.5 | 82.4 |
| TS5 | 6.6 | 6.9 | 10130 | 9610.5 | 7306.3 | 6074.2 | 5926.4 | 5396 | 4861.3 | 60.12 | 3.64 | 337 | 14.5 | 2931.5 |
| TS6 | 6.7 | 6.9 | 3940 | 3791.4 | 3421.4 | 2978.4 | 2951.9 | 2896.8 | 2826 | 60.12 | 13.37 | 55.9 | 13.4 | 3973.9 |
| TS7 | 6.7 | 6.7 | 2948 | 2817.2 | 2592.3 | 2265.6 | 2346.8 | 2374.2 | 2256.2 | 64.12 | 6.07 | 15.4 | 11.2 | 3790.6 |
| TS8 | 7.9 | 7.2 | 385 | 350.5 | 240.8 | 166.7 | 186.8 | 153.8 | 164.2 | 26.05 | 96.02 | 9.1 | 17.4 | 76.2 |
| TS9 | 8 | 7.1 | 248 | 219 | 193.5 | 136.6 | 170.9 | 164.1 | 129.8 | 32.06 | 114.25 | 12.9 | 12.3 | 16.5 |
| TS10 | 8.2 | 7.5 | 715 | 670.8 | 528.9 | 391.6 | 393.9 | 232.1 | 254.1 | 58.11 | 85.08 | 10.2 | 14.5 | 43.3 |
| TS11 | 8 | 7.2 | 288 | 263.5 | 233.7 | 165.9 | 171.3 | 163.8 | 133.5 | 20.04 | 91.16 | 11.8 | 15.6 | 28.8 |
| TS12 | 8.1 | 7.2 | 253 | 234.6 | 208.2 | 155.8 | 159.4 | 151.4 | 129.2 | 40.08 | 52.26 | 15.2 | 21.5 | 10.1 |
| TS13 | 7.6 | 7.6 | 2660 | 2468.6 | 2208 | 1896.7 | 1881.5 | 1534.8 | 1236.3 | 66.13 | 23.09 | 14.4 | 13.9 | 100.9 |
| TS14 | 7.8 | 7.1 | 755 | 700.5 | 519.5 | 341.7 | 389.9 | 315.2 | 256.6 | 36.07 | 55.91 | 13.6 | 13.9 | 30.9 |
| TS15 | 8 | 7.1 | 266 | 236.9 | 217.4 | 142.3 | 164.7 | 146.3 | 122.3 | 40.08 | 47.4 | 11.8 | 11.8 | 18.5 |
| TS16 | 8 | 7.4 | 805 | 770.4 | 506.6 | 414.3 | 383.7 | 310.2 | 265.6 | 40.08 | 44.97 | 27.1 | 17.4 | 35 |
| TS17 | 8.1 | 7.2 | 278 | 260.1 | 223.3 | 167.3 | 171.3 | 157.4 | 131.5 | 50.1 | 18.23 | 10 | 18.6 | 28.8 |
| TS18 | 7.9 | 7.4 | 927 | 874.5 | 648 | 484.1 | 473.7 | 364.7 | 301.6 | 76.15 | 19.44 | 24.4 | 37 | 84.5 |
| TS19 | 8.1 | 7.4 | 350 | 331.3 | 262.6 | 204.4 | 194.1 | 164.1 | 143.2 | 52.1 | 54.69 | 20.3 | 17.4 | 100.9 |
| TS20 | 8.1 | 7.3 | 350 | 328 | 259.2 | 186.7 | 200.1 | 170.4 | 143.7 | 60.12 | 26.74 | 18.9 | 19.8 | 47.4 |
| TS21 | 7.9 | 7.4 | 958 | 905.8 | 645.1 | 400.2 | 508.1 | 389.6 | 315.2 | 40.08 | 68.06 | 24.7 | 13.4 | 90.6 |
| TS22 | 7.7 | 7.5 | 1855 | 1792.6 | 1239.8 | 1090.1 | 884.5 | 755.4 | 597.2 | 46.09 | 47.4 | 35.5 | 13 | 92.7 |
| کمینه Minimum | 6.6 | 6.5 | 214.2 | 196.4 | 177.7 | 136.6 | 143.1 | 115.3 | 115.1 | 20.04 | 2.43 | 8.6 | 11.2 | 10.1 |
| بیشینه Maximum | 8.5 | 7.6 | 10130 | 9610.5 | 7306.3 | 6074.2 | 5926.4 | 5396 | 4861.3 | 108.21 | 114.25 | 337 | 37 | 3973.9 |
| میانگین Mean | 7.7 | 7.1 | 1491.1 | 1415.6 | 1150 | 963.4 | 948.6 | 859.5 | 782.2 | 56.9 | 43.5 | 33 | 16.3 | 590.5 |

در نمونه‌های خاک مورد مطالعه میانگین شاخص SAR برابر با ۰/۹۷ است که بیشترین مقدار را نمونه TS5 (۱۱/۴۱۵) و کم‌ترین مقدار را نمونه TS8 نشان می‌دهد (۰/۱۸۴) (جدول ۵). حضور کاتیون‌های سدیم، منیزیم وکلسیم را که در محاسبه شاخص SAR به کار رفته‌اند می‌توان به وجود رسوبات تبخیری حاوی نمک‌های کربناتی وسولفاتی در منطقه (وجود سازندهای شوریجه و چهل کمان) نسبت داد که این کاتیون‌ها در اثر فرسایش و انحلال رها شده و وارد خاک می‌شوند و بسته به میزان انحلال پذیری در خاک تجمع یافته و یا شسته می‌شوند. هم‌چنین با توجه به گسترش سازندهای تبخیری حاوی هالیت در منطقه، هوازدگی و انحلال این کانی را نیز می‌توان به عنوان منبعی برای ورود سدیم در خاک در نظر گرفت.

با استفاده از دو پارامتر SAR و EC(1:1) می‌توان خاک‌ها را به چهار رده غیر شور و غیر سدیمی، شور وغیر سدیمی، غیر شور و سدیمی، و شور و سدیمی طبقه‌بندی نمود (۱۱). خاک‌های غیر شور و سدیمی باداشتن مقادیر بالای سدیم نسبت به کلسیم و منیزیم به همراه pH بالا موجب سستی و نرم شدن خاک شده و در نتیجه ساختار خاک به هم می‌ریزد. فضاهای خالی خاک با ذرات کوچک پر شده و حرکت آب را در خاک دچار مشکل می‌کند. نسبت جذب سدیم در چنین خاکی بیشتر از ۱۳ بوده و میزان EC نیز کم تر از ۴ و اغلب کم‌تر از۲ میلی زیمنس بر سانتی‌متر است. خاک‌هایی که شوری و نسبت جذب سدیم بالایی داشته باشند به عنوان خاک‌های شور و سدیمی شناخته می‌شوند. میزان EC و SAR در اینگونه خاک‌ها به ترتیب بیشتر از ۴ میلی زیمنس بر سانتی‌متر و ۱۳ است. این خاک‌ها ممکن است دارای نفوذپذیری خوبی در برابر آب باشند، اما جهت

بازدهی هر چه بیشتر محصولات کشاورزی نیاز به مدیریت دقیق و صحیح دارند. خاک‌های شور و غیر سدیمی نیز با میزان EC بیشتر از ۴ میلی زیمنس بر سانتی‌متر ولی SAR کم‌تر از ۱۳ مشخص می‌شوند. اگر سطح ایستابی پائین باشد، در زون موئینه املاح محلول در آب به سطح زمین می‌رسند و پس از تبخیر آب این نمک‌ها بر روی سطح خاک باقی می‌مانند و تشکیل خاک شور و غیر سدیمی رامی‌دهند که برای کشاورزی مناسب نیست. خاک‌های غیر شور و غیر سدیمی نسبت به سه رده دیگر کیفیت مناسب‌تری برای کشاورزی دارند، به طوری که مقدار EC و SAR در اینگونه خاک‌ها به ترتیب کم‌تر از ۴ میلی زیمنس بر سانتی‌متر و ۱۳ است. در واقع مشکلات ناشی از حضور سدیم و یا املاح محلول فراوان در اینگونه خاک‌ها وجود ندارد (۱۱). در شکل ۴ طبقه‌بندی نمونه‌های خاک مورد مطالعه براساس دوپارامتر EC و SAR نشان داده شده است. براساس این شکل تمام نمونه‌های خاک برداشت شده در گروه خاک‌های غیر شور و غیر سدیمی قرار می‌گیرند و تنها نمونه TS5 که از داخل پالایشگاه برداشت شده است به دلیل مقدار هدایت الکتریکی بیشتر از ۴ میلی زیمنس برسانتی‌متر و نسبت جذب سدیم کم‌تر از ۱۳در رده خاک‌های شور و غیر سدیمی قرارمی‌گیرد. محتوای سدیم موجود در این نمونه به طور مشخصی نسبت به سایر نمونه‌های برداشت شده بیشتر است اما در حدی نیست که بتواند میزان نسبت جذب سدیم را در آن به بیش از ۱۳رسانده و موجب قرارگیری این نمونه در گروه خاک‌های شور و سدیمی شود (جدول ۵). به جز نمونه ذکر شده که به عنوان خاک شور و غیر سدیمی معرفی می‌گردد، سایر نمونه‌ها به دلیل محتوای کم‌تر سدیم و املاح محلول برای مصارف کشاورزی در حد مناسبی قرار دارند. از مقادیر SAR و هدایت الکتریکی (EC در نسبت ۱:۵ خاک به آب) نیز می‌توان جهت طبقه‌بندی خاک برای مصارف کشاورزی استفاده کرد (۳۴). همان‌طور که اشاره شد غلظت کل املاح محلول می‌تواند تأثیر زیادی برفرآیند انتشار در خاک داشته باشد.

علاوه بر این، از پارامترهای دیگری مانند سدیمی بودن، نوع رس و سرعت مرطوب شدن خاک نیز می‌توان جهت پیش‌بینی میزان انتشار در خاک استفاده کرد که در نمودار شکل ۵ نشان داده شده است. در این نمودار انواع خاک براساس میزان SAR و EC به شش رده مختلف تقسیم می‌شوند (۳۴):

–رده ۱: خاک‌های پراکنده شونده که به خاطر سرعت پراکنده شدن در آب ناپایدار بوده و می‌توانند مشکلات زیادی در رابطه با فرسایش داشته باشند.

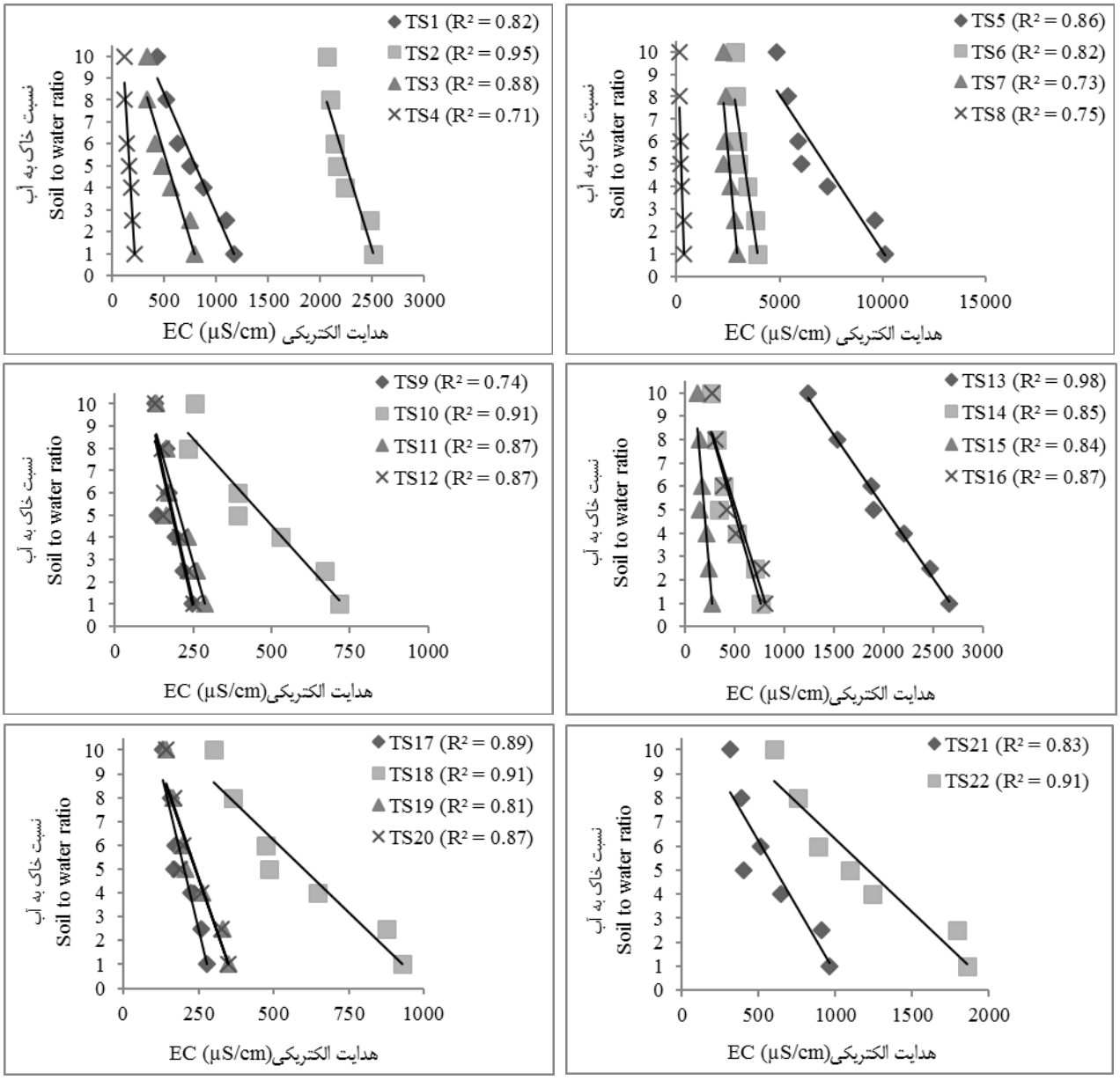
– رده ۲ : خاک‌های دارای پتانسیل پراکندگی که بر اثر ضربه قطرات باران و یا آب آبیاری پراکنده می‌شوند و به زیر رده‌های الف و ب تقسیم می‌شود. زیر رده الف خاک‌هایی را شامل می‌شود که در صورت مدیریت با تکنیک‌های خاک‌ورزی دارای مشکلات ساختمانی بسیار کمی هستند. زیر رده ب برخلاف خاک‌های گروه قبل، در صورت عدم تولید الکترولیت در طی هوازدگی کانی‌ها، بدون اضافه کردن ترکیبات کلسیم‌دار حین آب‌شویی به سرعت پراکنده می‌شوند.

–رده ۳: خاک‌های توده‌ای و انبوه که به صورت توده‌ای باقی می‌مانند حتی هنگامی که در معرض تنش‌های مکانیکی قرار گیرند و به سه زیر رده الف، ب و ج تقسیم می‌شوند. در زیر رده ۳ الف آب شویی با الکترولیت‌های ضعیف ممکن است موجب تغییر خاک شور و سدیمی به زیر رده ۲ ب و یا در شرایط آب شویی شدید موجب تغییر آن به رده ۱ شود. در این حالت خاک‌ها ممکن است پراکنده شده و موجب سله‌بندی شدید شود. در زیر رده ۳ ب خاک‌ها شور بوده اما املاح غالب موجود در آنها غیر سدیمی است.

**جدول ۳- طبقه‌بندی نمونه‌های خاک مورد مطالعه براساس هدایت الکتریکی عصاره اشباع (۱۴)**

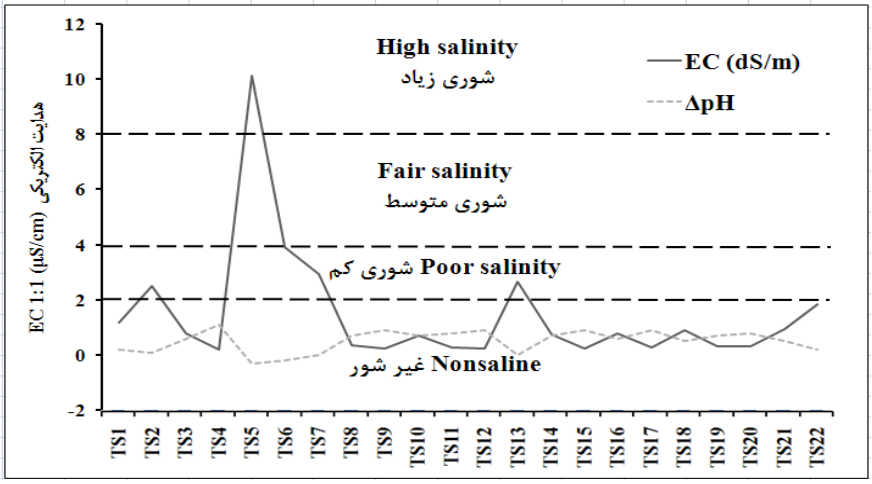
**Table 3- Classification of the soil samples based on saturated extract EC (14)**

| هدایت الکتریکی Electrical conductivity EC ($dS\ m^{-1}$) | کیفیت Quality | تأثیر بر روی گیاه Effects on plant | درصد نمونه‌های خاک Soil samples precentage |
|---|---|---|---|
| < 2 | غیر شور Nonsaline | تأثیر شوری قابل چشم‌پوشی است Salinity effect is ignorable | 77 |
| 2-4 | شوری کم Poor salinity | عملکرد محصولات حساس تحت تأثیر قرار می‌گیرد Sensitive products activity will be affected | 18 |
| 4-8 | شوری متوسط Fair salinity | عملکرد بسیاری از محصولات تحت تأثیر قرار می‌گیرد More products activity will be affected | - |
| 8-16 | شوری زیاد High salinity | تنها عملکرد گیاهان مقاوم رضایت بخش است Only resistant plants activity is acceptable | 5 |
| > 16 | شوری بسیار زیاد Very high salinity | تنها عملکرد گیاهان بسیار مقاوم رضایت بخش است Only very resistant plants activity is acceptable | - |



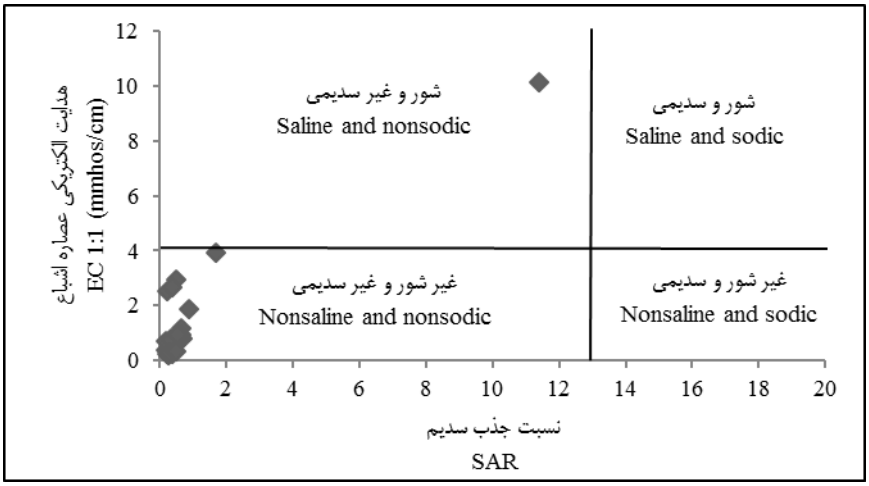

**شکل ۲- نمودارهای تعیین هدایت الکتریکی عصاره اشباع نمونه‌های خاک مورد مطالعه**

Figure 2- Diagrams of saturated extract EC in the soil samples




**شکل ۳- مقادیر EC عصاره اشباع و ΔpH و رابطه آنها در نمونه‌های خاک مورد مطالعه**

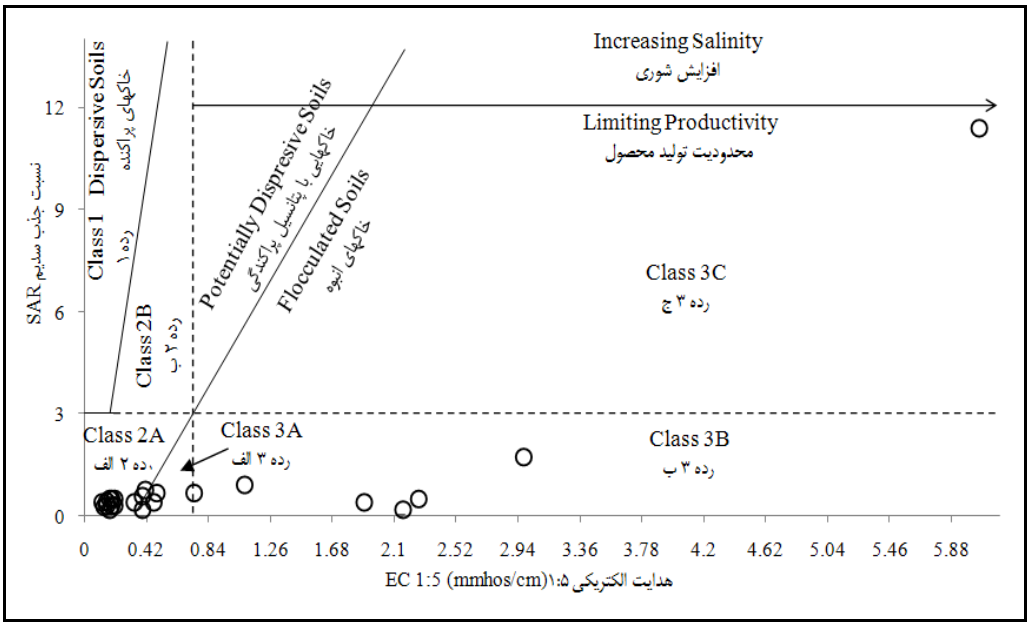
**Figure 3- Saturated extract EC and ΔpH and their relation in the soil samples**




**شکل ٤- طبقه‌بندی نمونه‌های خاک مورد مطالعه براساس دو پارامتر (۱:۱) EC و SAR(۱۱)**

**Figure 4- Classification of studied soil samples based on SAR and EC (1:1) (11)**

اینگونه خاک‌ها مشکلات فیزیکی ندارند و میزان آب شویی مورد نیاز بستگی به تحمل گیاهان به نمک برای رشد دارد. زیر رده ۳ ج شامل خاک‌هایی است که هدایت الکتریکی در آن‌ها بیش از ۲ میلی‌موس بر سانتی‌متر بوده و مشکلی از نظر شوری و انتشار در خاک روی نمی‌دهد. مرز مشخص کننده‌ی بین خاک‌های متراکم و پراکنده در این طبقه‌بندی (شکل ۵) به عوامل متعددی وابسته است که عبارتند از: حضور کربنات کلسیم، نسبت کلسیم به منیزیم، اکسیدهای آهن و آلومینیوم، شدت خشکی محیط، حضورماده آلی، آلومینیوم تبادلی، واکنش خاک و نوع رس موجود در خاک (۱۴). براساس شکل ۵ اکثر نمونه‌های خاک مورد مطالعه (۵۳ درصد) در رده۳ قرار گرفتند که از این مقدار ۲۷ درصد (TS1,TS3,TS10,TS16,TS18,TS21) در رده۳ الف و ۲۳ درصد (TS2, TS6, TS7, TS13, TS22) در رده۳ ب قرار گرفته‌اند و تنها نمونه TS5در رده۳ج قرار گرفت. سایر نمونه‌های خاک مورد مطالعه نیز در کلاس ۲ الف قرار گرفتند. بنابراین اکثر نمونه‌های خاک مورد مطالعه دارای وضعیت توده‌ای و انبوه هستند که در شرایط تنش‌های مکانیکی مانند ضربه قطرات باران و یا آب آبیاری وضعیت خود راحفظ می‌کنند. البته قابل ذکر است که منطقه مورد مطالعه دارای آب و هوای خشک و از میزان بارندگی کمی برخوردار بوده و از این رو تنش‌های ناشی از قطرات باران را نمی‌توان به عنوان عامل مهمی در پراکندگی و انتشار خاک در نظرگرفت. بنابراین معمولاً وضعیت توده‌ای خود را حفظ کرده و از این نظر جهت مصارف کشاورزی مناسب هستند.




**شکل ۵- پیش‌بینی انتشار نمونه‌های خاک مورد مطالعه براساس SAR و EC 1:5 (۳۴)**

**Figure 5- Prediction of studied soil samples dispersion based on SAR and EC 1:5 (34)**

**- شاخص درصد سدیم تبادلی (ESP):**

علاوه بر پارامتر نسبت جذب سدیم، از درصد سدیم تبادلی نیز به عنوان عاملی برای تعیین میزان شوری وکیفیت خاک جهت مصارف کشاورزی استفاده می‌شود که از طریق رابطه زیر به دست آمده و در آن غلظت سدیم برحسب میلی‌مول بر لیتر است (۳۳):

$$ESP = \frac{Na^{+}}{CEC} \times 100$$ معادله ۲

جهت محاسبه ESP از طریق معادله ۲ نیاز به داده‌های مربوط به CEC[1] (ظرفیت تبادل کاتیونی) می‌باشد. ظرفیت تبادل کاتیونی اندازه‌گیری مکان‌های تبادل بر روی سطح ذرات خاک است که این سطوح می‌توانند یون‌هایی با بارمثبت را توسط نیروهای الکترواستاتیک جذب کنند. هنگامی که خاک در تماس با محلول قرار می‌گیرد، کاتیون‌هایی که توسط نیروهای الکترواستاتیک جذب شده‌اند می‌توانند با سایر کاتیون‌ها جانشین شده و در نتیجه برای گیاهان قابل استفاده شوند (۱۳).

با توجه به اینکه کاتیون‌های غالب خاک‌های مناطق خشک کلسیم، منیزیم و سدیم است جهت محاسبه CEC و به کارگیری آن در معادله ۲، معادله ۱ را می‌توان به صورت معادله ۳ نیز نوشت. در این معادله $K_g$ ثابت تعادل گاپون[2] است که به طور گسترده‌ای در مطالعه میزان شوری و یا سدیمی بودن خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد و مقداری برابر با ۰/۰۱۵ میلی‌مول بر لیتر دارد. میزان ظرفیت تبادل کاتیونی نیز در معادلات فوق بر حسب میلی‌مول بر کیلوگرم به دست می‌آیدکه در نهایت به سانتی مول بر کیلوگرم تبدیل شد (۴):

$$\frac{Na^{+}}{CEC - Na^{+}} = K_g SAR$$ معادله ۳

با توجه به داده‌های حاصل از معادله ۳ در جدول ۵ مقادیر CEC دارای میانگینی برابر با ۱۱/۷۷۵۲ سانتی‌مول برکیلوگرم است که کم‌ترین و بیشترین مقدار را به ترتیب در نمونه‌های TS1با مقدار ۶/۷۶۹۶ سانتی‌مول بر کیلوگرم وTS9با مقدار ۱۵/۷۰۴۶ سانتی‌مول بر کیلوگرم دارد. هم‌چنین در جدول ۵، میزان ESP محاسبه شده برای نمونه‌های خاک مورد مطالعه دارای میانگین ۱/۳۶ درصد است که کم‌ترین مقدار را در نمونه TS8به میزان ۰/۲۷۵ درصد و بیشترین مقدار را در نمونه TS5 به میزان ۱۴/۶۱۹ درصد نشان می‌دهد. جدول ۴ طبقه‌بندی شوری و سدیمی بودن خاک‌ها را براساس ESP نشان می‌دهد. اگرچه خاک‌های غیر شور معمولاً در نقشه‌ها بدون علامت هستند، ولی مشخص کردن اراضی با شوری بسیار کم از نظر مدیریت کشاورزی در کشت گیاهان حساس به شوری بسیار مفید است. در گروه خاک‌های با شوری کم نیز رشد بسیاری از گیاهان تحت تأثیرشوری خاک قرار می‌گیرد، به عنوان مثال گیاهانی مانند آفتابگردان، ذرت و نخود شدیداً کاهش می‌یابند. در خاک‌های با شوری متوسط فقط گیاهان متحمل به شوری از قبیل چغندر قند و جو قادر به رشد و نمو هستند و میزان محصول گیاهان دیگر کاهش می‌یابد. در خاک‌های بسیار شور تنها گیاهان شور پسند[3] قادر به رشد و نمو هستند (۴). اثر سدیم تبادلی بر رشد و میزان محصول گیاهان در گروه‌های مختلف تابعی از مقاومت آنها است و فقط رشد گیاهان

1- Cation Exchange Capacity (CEC)
2- Gapon
3- Halophytic plants

بسیار حساس در ESP کم‌تر از ۱۵تحت تأثیر قرار می‌گیرد و در ESP بین ۷۰ تا ۸۰ فقط علف‌های بسیار مقاوم به درصد سدیم تبادلی قادر به رشد هستند (۴۰). براساس این طبقه‌بندی (جدول ۴) تمامی خاک‌های مورد مطالعه دارای میزان ESP کم‌تر از ۱۵ بوده و نشان می‌دهد که غلظت سدیم موجود در آنها خطری برای مصارف کشاورزی و تأثیر بر گیاهان زراعی ندارد.

## تأثیر گوگرد بازیافتی بر ویژگی‌های خاک

گوگرد به اشکال مختلف در خاک وجود دارد و تغییر شکل آن در خاک تحت تأثیر فرآیندهای مختلف از قبیل تبلور و انحلال، تغییرات pH، شرایط اکسایش و احیا و هم‌چنین فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک کنترل می‌شود. ترکیبات آلی گوگرد به شدت غیر متحرکند، در حالی که گوگرد غیر آلی متحرک بوده و یون سولفات متحرک‌ترین شکل غیر آلی گوگرد است (۳۸). pH خاک یکی از مهم‌ترین پارامترهایی است که میزان اسیدی یا قلیایی بودن خاک را نشان می‌دهد. هم‌چنین اطلاعات مفیدی درمورد واکنش‌های شیمیایی، در دسترس پذیری مواد مغذی، امکان بسیاری ازفرآیندهای بیولوژیکی و میزان حلالیت فلزات را در خاک فراهم می‌نماید (۲۳). هنگامی که خاک اسیدی باشد در دسترس پذیری اکثر مواد مغذی مانند کلسیم، منیزیم، پتاسیم و فسفر برای گیاهان کاهش می‌یابد (۲۰). حضورگوگرد عنصری در خاک تحت تأثیر فعالیت باکتری‌های تیوباسیلوس و اکسایش میکروبی به تولید اسید سولفوریک منجرمی‌شود که معادله آن را می‌توان به صورت زیر نشان داد (۹):

معادله ۴ $2S^0 + 3\ O_2 + 2\ H_2O \rightarrow 2\ H_2SO_4$

اسید سولفوریک تولید شده موجب افزایش اسیدیته، افزایش حلالیت سولفات‌ها، تحرک فلزات کمیاب، کاهش غلظت یون‌های اساسی، کاهش در درسترس پذیری مواد مغذی و در نهایت کاهش فعالیت‌های میکروبی در خاک می‌شود (۱۰). در خاک‌هایی که در معرض آلودگی‌های شدید اتمسفری قرار دارند اکسایش گوگرد عنصری بسیارسریع‌تر از خاک‌های موجود در مناطق غیر آلوده انجام می‌شود و این خاک‌ها حاوی غلظت‌های بالاتری از اکسی-آنیون‌ها و تعداد بیشتری از میکروارگانیسم‌های اکساینده گوگرد هستند (۲۷). در شکل ۶- الف رابطه میان غلظت سولفات کل با مقدار pH اندازه‌گیری شده در تعادل آب- خاک نمونه‌های مورد مطالعه نشان داده شده است. براساس این شکل، رابطه بین این دو پارامتر رابطه‌ای معکوس با ضریب همبستگی نسبتاً بالا است ($R^2$=-۰/۵۸) از این رو می‌توان گفت حضورسولفات در خاک توانسته است تا حدودی بر روی کاهش pH خاک تأثیرگذار باشد که به نوبه خود منجر به خروج کاتیون‌های اساسی از خاک می‌گردد. علاوه بر تأثیر مستقیم گوگرد در خاک، آلودگی اتمسفر منطقه نیز می‌تواند به صورت غیر مستقیم موجب آلودگی خاک شود، به طوری که در بهترین شرایط کارکرد پالایشگاه گاز شهید هاشمی‌نژاد، روزانه ۱۸۷/۲ تن بخار و گازهای حاوی $SO_2$ به محیط وارد می‌شود که غلظت $SO_2$ در گازهای خروجی از دودکش طبق محاسبات انجام شده برابر ppm ۴۹۰۰ برآورد گردیده است (۱۹). از این رو، منطقه شدیداً تحت تأثیر ترکیبات گوگردی قرار گرفته و اثرات آلودگی این گازهای خروجی تا مسافت-های زیادی از پالایشگاه را در بر می‌گیرد. بنابراین علاوه بر تأثیر گوگرد بازیافتی بر کاهش pH خاک، آلودگی اتمسفری منطقه در اثر حضور گاز $SO_2$ نیز می‌تواند به عنوان عامل دیگری بر آلودگی خاک در نظر گرفته شود، زیرا در اتمسفر $SO_2$ گازی و ریزگردهای حاوی گوگرد با نرخ تبدیل در حدود ۰/۱ درصد در هر ساعت در اتمسفر مرطوب و تحت تأثیر نور خورشید به سولفیت ($SO_3^-$) و سپس به اسید سولفوریک ($H_2SO_4$) تبدیل می‌شود که متعاقباً بر روی خاک ته‌نشین شده و منجر به اسیدی شدن آن می‌شود (۸). البته در منطقه گرم و خشک مورد مطالعه رطوبت اتمسفری بسیار کم بوده و در نتیجه تبدیلات فوق به حداقل می‌رسد.

**جدول ٤- طبقه‌بندی نمونه‌های خاک مورد مطالعه براساس ESP (۲۸،٤۰)**

**Table 4- Classification of the studied soil samples based on ESP (40,28)**

| درصد سدیم تبادلی ESP | خطر سدیم Sodium hazard | درصد نمونه‌های خاک Soil samples precentage |
|---|---|---|
| < 15 | بدون خطر تا کم خطر Nohazard to poor hazard | 100 |
| 15-30 | کم تا متوسط Poor to fair | - |
| 30-50 | متوسط تا زیاد Fair to high | - |
| 50-70 | زیاد تا خیلی زیاد High to very high | - |
| > 70 | خیلی زیاد Very high | - |

جدول ۵- پارامترهای کیفی خاک‌های کشاورزی در نمونه‌های مورد مطالعه

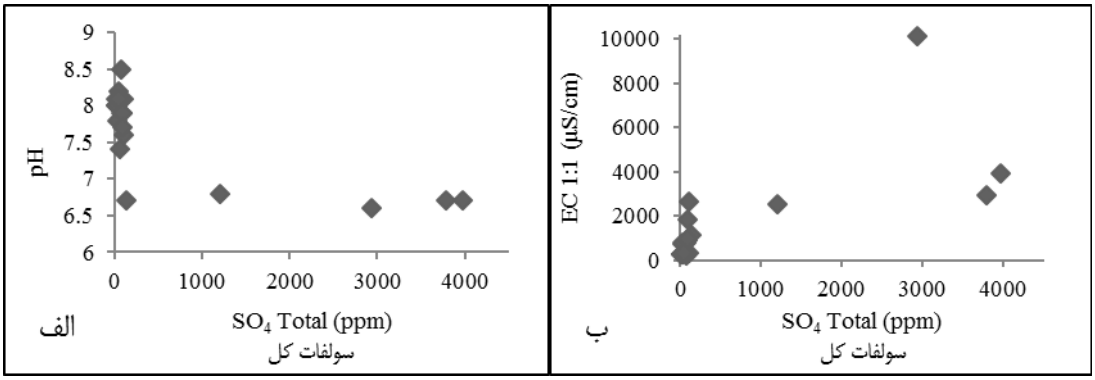
Table 5- Qualitative parameters of agricultural soils in the soil samples

| نام نمونه Sample name | ΔpH | نسبت جذب سدیم Sodium Adsorption Ratio | درصد سدیم تبادلی Exchangable Sodium Percentage (%) | ظرفیت تبادل کاتیونی Cation Exchange Capacity (cmol/kg) |
|---|---|---|---|---|
| TS1 | 0.2 | 0.651 | 1.521 | 6.7696 |
| TS2 | 0.1 | 0.214 | 0.319 | 11.6884 |
| TS3 | 0.6 | 0.345 | 0.514 | 11.2268 |
| TS4 | 1.1 | 0.25 | 0.373 | 15.0161 |
| TS5 | -0.3 | 11.415 | 14.619 | 10.0264 |
| TS6 | -0.2 | 1.698 | 2.509 | 9.6875 |
| TS7 | ۰ | 0.491 | 0.731 | 9.1504 |
| TS8 | 0.7 | 0.184 | 0.275 | 14.351 |
| TS9 | 0.9 | 0.239 | 0.357 | 15.7046 |
| TS10 | 0.7 | 0.199 | 0.297 | 14.8851 |
| TS11 | 0.8 | 0.248 | 0.37 | 13.8416 |
| TS12 | 0.9 | 0.372 | 0.554 | 11.9119 |
| TS13 | ۰ | 0.388 | 0.578 | 10.8186 |
| TS14 | 0.7 | 0.33 | 0.492 | 11.9984 |
| TS15 | 0.9 | 0.298 | 0.445 | 11.5278 |
| TS16 | 0.6 | 0.697 | 1.034 | 11.3851 |
| TS17 | 0.9 | 0.306 | 0.456 | 9.4987 |
| TS18 | 0.5 | 0.645 | 0.958 | 11.0725 |
| TS19 | 0.7 | 0.468 | 0.697 | 12.6523 |
| TS20 | 0.8 | 0.509 | 0.757 | 10.8484 |
| TS21 | 0.5 | 0.551 | 0.819 | 13.1019 |
| TS22 | 0.2 | 0.877 | 1.298 | 11.8913 |
| کمینه Minimum | -0.3 | 0.184 | 0.275 | 6.7696 |
| بیشینه Maximum | 1.1 | 11.415 | 14.619 | 15.7046 |
| میانگین Mean | 0.51 | 0.97 | 1.36 | 11.7752 |

یون سولفات که از فراوان‌ترین گونه‌های گوگرد در محلول خاک است تأثیر زیادی بر هدایت الکتریکی خاک می‌گذارد. در محیط‌های طبیعی خاک‌هایی با هدایت الکتریکی بالا غالباً در مناطقی با میزان کم بارندگی دیده می‌شوند (۱۸). با ترسیم مقادیر سولفات کل در برابر EC عصاره اشباع نمونه‌های خاک مورد مطالعه (شکل ۶- ب) مشخص می‌شود سهم آنیون سولفات در بالا بردن هدایت الکتریکی قابل ملاحظه است ($R^2$=۰/۵۱)، که مانند پارامتر pH، این تأثیر درمورد نمونه‌های خاک برداشت شده از داخل پالایشگاه مشخص‌تر است. pH خاک خود می‌تواند بر دسترس پذیری یک سری عناصر در خاک تأثیرگذار باشد.در شکل ۷ تأثیر مقدار pH خاک بر روی در دسترس پذیری عناصر منیزیم، کلسیم، پتاسیم و گوگرد در نمونه‌های خاک مورد مطالعه نشان داده شده است (۲۶). با توجه به این شکل تنها سه نمونه مربوط به داخل سایت پالایشگاه (TS5, TS6, TS7) و هم‌چنین دو نمونه TS1 و TS2در گروه خاک‌های با خاصیت اسیدی (البته بسیار ضعیف) قرار می‌گیرند و سایر نمونه‌ها را می‌توان در رده خاک‌های قلیایی بسیار ضعیف، ضعیف و متوسط قرار داد. بر این اساس در دسترس بودن عناصر پتاسیم، کلسیم و منیزیم برای گیاهان و در نتیجه کیفیت خاک منطقه مورد مطالعه جهت کشاورزی در حد مطلوبی قرار دارد و تأثیر ناچیز حضور گوگرد بر کاهش pH خاک در دسترس پذیری عناصر مغذی را مختل نکرده است. از طرف دیگر خود عنصر گوگرد در خاک‌های اسیدی ضعیف تا خاک‌هایی با قلیائیت شدید می‌تواند مورداستفاده گیاهان قرار گیرد و ازاین رو می‌توان گفت در دسترس پذیری این عنصر نیز در تمامی نمونه‌های خاک در حد مطلوبی قرار دارد. بنابراین، اگرچه وجود گوگرد بازیافتی ازپالایشگاه گاز شهید هاشمی‌نژاد و گونه‌های مختلف آن در منطقه مورد مطالعه می‌تواند بر EC و pH خاک اثرگذار باشد، اما با توجه به داده‌ها و بحث فوق تأثیر آن تا کنون زیاد نبوده است. لذا علاوه بر تأثیر عامل صنعتی-انسانی در بالا بردن میزان EC خاک، باید عوامل طبیعی از قبیل شرایط آب و هوایی و همچنین وجود سازندهای دربردارنده کانی‌های تبخیری منطقه را در افزایش نمک‌های محلول در خاک در نظر گرفت، به عبارت دیگر غلبه آب و هوای خشک و مقدار کم بارش‌های اتمسفری در منطقه مورد مطالعه منجر به افزایش تبخیر از سطح خاک شده و متعاقب این فرآیند نمک‌های موجود در پروفیل خاک در بخش سطحی آن تجمع یافته و به علت کمبود بارندگی قابلیت شسته شدن از سطح خاک را نداشته و در نتیجه میزان هدایت الکتریکی محلول خاک افزایش یافته است.

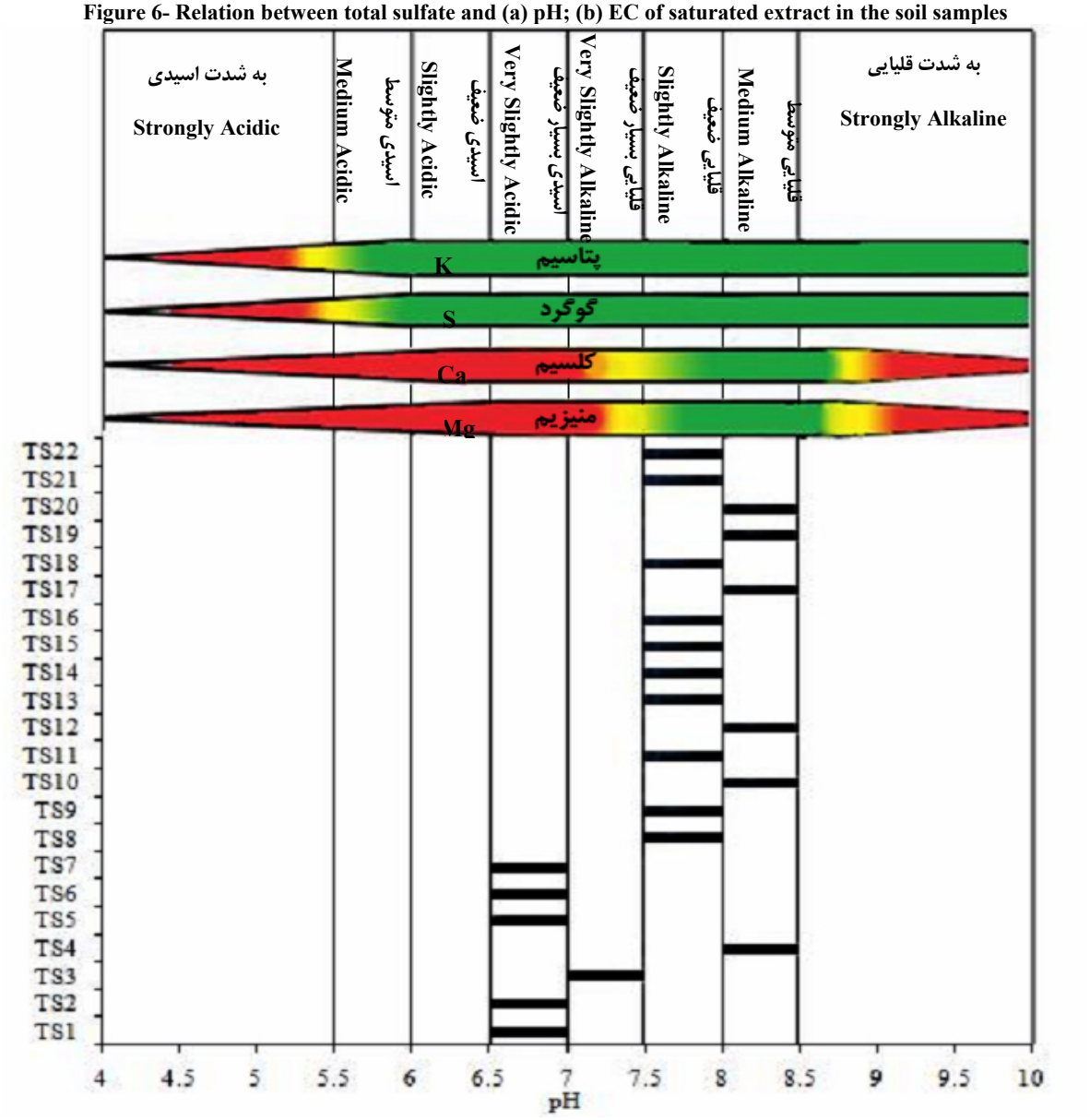
## نتیجه‌گیری کلی

شوری مهم‌ترین عاملی است که موجب پایین آمدن کیفیت خاک‌های کشاورزی در منطقه مورد مطالعه شده است. عامل اصلی افزایش میزان املاح محلول در خاک، ترکیب سازندهای منطقه است که عمدتاً از قابلیت انحلال بالایی برخوردارند.




**شکل ٦- رابطه بین مقدار کل سولفات و (الف) pH; (ب) EC عصاره اشباع در نمونه‌های خاک مورد مطالعه**

**Figure 6- Relation between total sulfate and (a) pH; (b) EC of saturated extract in the soil samples**




**شکل ۷- تأثیر مقدار pHبر در دسترس پذیری مواد مغذی برای گیاهان در نمونه‌های خاک مورد مطالعه(٢٦)**

**Figure 7- Effect of pH on nutrient availability for plants in the soil samples (26)**

عامل دوم که می‌تواند در بالا رفتن محتوای نمک‌های موجود در خاک تأثیرداشته باشد، دمای بالای هوا در منطقه است که به افزایش تبخیر از سطح خاک منجر شده و در نتیجه شوری خاک افزایش می‌یابد.

درمورد تأثیر فعالیت‌های انسانزاد در منطقه و اثر آن بر کیفیت خاک می‌توان گفت گوگرد بازیافتی حاصل از فرآوری گاز طبیعی در منطقه توانسته تا حدی در کاهش کیفیت خاک به ویژه درمورد نمونه‌های داخل پالایشگاه نقش داشته و باعث افزایش املاح در خاک شده باشد. تمامی نمونه‌های خاک مورد مطالعه (به جز یک مورد) در رده خاک‌های غیر شور و غیر سدیمی قرار می‌گیرند، اما با توجه به پارامترهای EC و SAR می‌توان آنها را در دو رده خاک‌های انبوه و توده‌ای و خاک‌هایی با پتانسیل پراکندگی طبقه‌بندی نمود که این موضوع به علت محتوای بالای املاح محلول در آنها است. تمامی نمونه‌های خاک مورد مطالعه دارای میزان ESP در حد مطلوب هستند که نشان می‌دهد غلظت سدیم موجود در آنها خطری برای مصارف کشاورزی و تأثیر منفی بر گیاهان زراعی ندارد. pH تمامی نمونه‌های خاک مورد مطالعه نیز قلیایی است و تنها نمونه‌های داخل پالایشگاه تا اندازه‌ای اسیدی هستند که نشان دهنده تأثیر گوگرد تولیدی در این واحد صنعتی بر روی خاک است. هم‌چنین رابطه مشخصی بین سولفات کل وکاتیون‌های اساسی موجود در خاک مشاهده نشد و در نتیجه نمی‌توان گفت این مقدار از سولفات موجب شسته شدن این کاتیون‌ها از محیط خاک شده است.

## تشکر و قدردانی

مطالعات مربوط به این مقاله در راستای طرح پژوهشی شماره ۳/۲۷۶۱۶ انجام شده است که بدین وسیله ازحمایت معاونت پژوهشی دانشگاه فردوسی مشهد قدردانی می گردد. همچنین از شرکت پالایش گاز شهید هاشمی نژاد برای همکاری های موثر در بازدید از منطقه و انجام نمونه برداری سپاسگزاری می شود.

## منابع

1-Afshar Harb A. 1983. 1:250000 geological map of Sarakhs. Ministry of petroleum, National Iranian oil company, Exploration and production.
2-Allan Gower D. (1989). Fate of Labelled Nitrogen Fertilizer in Limed, Elemental Sulfur- Laden Forest Soils. (Master's thesis). The University of Alberta, Canada.
3-A & L Canada Laboratories Incorporation. 2002. Understanding Cation Exchange Capacityand % Base Saturation (Fact Sheet No. 54). A & L Canada Laboratories Incorporation, London.
4-Barzegar A. 2009. Saline and sodic soils: Detrmination and use. Shahid Chamran university of Ahvaz publication, Ahvaz.
5-Blanchar R.W., Rehm G., and Caldwell A.C. 1965. Sulfur in plant materials by digestionwith nitric and perchloric acids. Soil Science Society, 29: 71-72.
6-Bourrie G. 2014. Swelling clays and salt affected soils: demixing of Na/Ca clays as the rationale for discouraging the use of sodium adsorption ratioo (SAR). Eurasian Journal ofSoil Science, 3:245-253.
7-Carcamo H.A., and Parkinson, D. 2001. Localized Acidification Near Sour Gas Processing Plants: Are Forest Floor Macro-invertebrates Affected?.Applied Soil Ecology, 17:199-213.
8-Edwards P. 1998. Sulfur Cycling, Retention, and Mobility in Soils: A Review (NE-250). United States Department of Agriculture (USDA), United States of America.
9-Fang D., Zhao L., Yang Z.Q., Shan H.X., Gao Y., and Yang Q. 2009. Effect of sulphur concentration on bioleaching of heavy metals from contaminated dredged sediments. Environmental Technology, 30:1241-1248.
10-Fernandes T. 2011. Guidelines for Landfill Disposal of Sulphur Waste and Remediation of Sulphur Containing Soils. Alberta Environment, Alberta, Canada.
11- Flynn R., and Ulery A. 2011. An Introduction to Soil Salinity and Sodium Issues in New Mexico. (Circular 656). New Mexico State University, New Mexico.
12-Graveland D.N., and Kacsinko F. 1974. Subsurface Disposal of Elemental Sulphur. Alberta Environment, Edmonton.
13-Hadush Desta Y. 2013. Characterization of forest soils in the Morsa watershed in order to assess the background leaching of phosphorus to the eutrophic western Vansjo lake. (Master thesis). Faculty of mathemtics and natural sciences, Oslo.
14-Hazelton P., and Murphy B. 2007. Interprating Soil Test Results: What do All the Numbers Mean?. CSIRO Publishing, Australia.
15- Ivanov M.V., and Freney J.R. 1983. The Global Biogeochemical Sulfur Cycle.: John Wiley & Sons Incorporation, Chinchester.
16-Jaefari Haghighi M. 2003.Main physical and chemical sampling and analizes emphasizing theorical and applied

principles. Nedaye Zohaa publication, Sari.
17-Jangjoo M., Ejtehadi, H., and Danesh, S. 2008. Introduction to suitable plant species to farm in around gas refinery of Sarakhs (Research plan). Ferdowsi university of Mashhad, Mashhad.
18-Jones J.B. 2001. Laboratory Guide for Conducting Soil Tests and Plant Analysis. CRC Press LLC, New York.
19-Kavosh-pay engineering advisor incorporation. 2010. The successive studies of water resources in Sarakhs region: Environmental report. Regional water incorporation of Khorasan Razavi, Mashhad.
20-Ketterings Q.M., Albrecht, G., & Beckman, J. 2005. Soil pH for Field Crops (Fact Sheet No.5). Cornell University Cooperative Extension,United States of America.
21-Lal R. 2015. Restoring Quality to Mitigate Soil Degradation Soil, Sustainability. 7:5875-5895.
22-Leon, J. & Osorio, N. 2014. Role of Litter Turnover in Soil Quality in Tropical Degraded Lands of Colombia. Scence of World Journal, 13:77-86.
23-Miller R.O., and Kissel, D.E. 2010. Comparison of Soil pH Methods on Soils of North America, Nutrient Management & Soil & Plant Analysis, 74:310-316.
24-Morche L. 2008. S-Flusse und raumliche Veranderungen anorganischer und organischer Schwefelfraktionen im Boden sowie deren An- und Abreicherung in der Rhizosphare landwirtschaftlicher Kulturpflanzen unter partiellem Einsatz des Radioisotops $^{35}S$. (Doctoral dissertation). Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universitat, Bonn.
25-Munns R. 2002. Comparative physiology of salt and water stress. Plant Cell Environment, Vol.52:659-662.
26-Neeley F., Heguy D., and Karr J. 2010. Sulfur: At the Crossroads of Energy, the Environment, and Agriculture.Fertilizer International, 388:68-72.
27-Nevell W., and Wainwright M. 1987. Influence of soil moisture on sulphur oxidation in brown earth soilsexposed to atmospheric pollution. Biology and Fertility of Soils, 5:209-214.
28-O'Geen A. 2015. Reclaiming saline, sodic and saline sodic soils (ANR Publication 8519). Univercity of California, United States of America.
29-Parent V., and Koenig R. 2010. Solutions to Soil Problems: High Salinity (Soluble Salts) (AG/Soils/2003-01). Cooperative Extension, Utah State University, United States of America.
30-Paterson E. 2011. Geochemical Atlas for Scottish Topsoils (AB15 8QH). The Macaulay Land Use Reserach Institute, Scottland.
31-Pawels J.M., Van Ranst E., Verloo, M., and Mvondo, Z.A. 1992. Soil and Plant Analysis. Sheffield Academic Press, Bruxelles.
32-Pritzel, J., Mayer, B., and Legge, A. 2004. Cumulative impact of 40 years of industrial sulfur emissions on a forest soil in west-central Alberta (Canada). Environmental Pollution, 132:129-144.
33-Quirk J.P. 2001. The significance of the threshold and turbidity concentrations in relation to sodicity and microstructure. Australian Journal of Soil Research, 39:1185-1217.
34-Rengasamy P., Greene, R.S.B., Ford, G.W., and Mehanni, A.H. 1984. Identification ofdispersive behaviour and the management of red-brown earths. Australian Journal of Soil Research, 22:413–431.
35-Rengasamy P., and Olsson K.A. 1991. Sodicity and soil structure. Australian Journal of Soil Research, 29:935–952.
36-Rengasamy P. 2010. Soil processes affecting crop production in salt-affected soils. Functional Plant Biology, 37:613-620.
37-Severson-Baker C. 2010. Oil & Gas Processing: Environment & Energy in the North. Pembina Institute, Alberta, Canada.
38-Scherer H. W. 2001. Sulphur in crop production. European Journal of Agronomy, 14:81–111.
39-Shahid Hashemi Nezhad gas refining incorporation. 2011. The comprehensive information of Shahid Hashemi Nezhad gas refining incorporation (Khangiran). National gas incorporation of Iran, Mashhad.
40-Soil Survey Division Staff. 1993. Soil Survey Manual. United States Department of Agriculture (USDA), Washington D.C.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 846-862

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۶۲-۸۴۶

# Effects of Environmental Factors and Recovered Sulfur in Shahid Hashemi Nezhad Gas Refinery on the Soils Quality for Irrigation

**M. Tajbakhshian[1]- M. H. Mahmudy Gharaie[2]*- A. Mahboubi[3]- R. Mussavi Harami[3]- I. Ejlali[4]**

Received: 03-05-2016
Accepted: 15-03-2017

**Introduction:** Elemental sulfur is byproduct of natural gas refining which during this process, $H_2S$ is removed from sour gas and after changes to solid sulfur, it is stored in large block forms. Continuous precipitation of sulfur and its oxidation causes soil acidification and as a result, nutrient cations such as $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $Na^{+}$ and $K^{+}$ will leach from the soil profile. Also, sulfate accumulation led to soil acidification and accelerates the silicates weathering in upper layer of the soil profile. Accumulation of water soluble sulfate in the soil and increase the nutrient cations leaching from the soil depend on sulfate resistance rate. Also, addition of sulfur to the soil for a long time can cause calcium sulfate formation that will cause problems such as increase in soil salinity. Shahid Hashemi Nezhad gas refinery is located about 35 km south of Sarakhs city and about165 km east north of Mashhad. In addition to exploiting, refining and producing $50 \times 10^6$ $m^3.day^{-1}$ natural gas, recovered sulfur with %99/9 purity and 2000 tons per day production capacity is one of the byproducts of this gas complex.

**Materials and Methods:** 22 soil samples were collected from surface soil in Shahid Hashemi Nezhad gas refinery (3 samples) and nearby areas (19 samples) (Fig.1). Soil extracts pH was measured in equilibrium with pure water and with KCl 1M solution in 1:2.5 soil solution ratio. EC of the soil samples was measured in different soil water ratios to obtain the EC 1:1 (Fig.2). Total sulfate content was measured by gravimetry method at geochemistry laboratory of Faculty of Sciences at Ferdowsi University of Mashhad. To get the digestion extract, a mixture of 2 ml concentrated HF, 5 ml HCl and 8 ml $HNO_3$was added to 0.5 gr soil in a teflon vessel, then heated for 60 min at 170° C. After cooling, the solution was evaporated at 130 °C to dry it. Then, the dried salt was dissolved in a mixture of 2 ml $HNO_3$ and 2 ml HCl and diluted with deionized water up to 25 ml. $Ca^{2+}$ and $Mg^{2+}$contentswere measured through titration of the soil extract with EDTA 0.01 N and in EBT reagent at the first stage, and titration of the soil extract by EDTA 0.01 N and in Moroxide reagent at the second stage. $Na^{+}$ and $K^{+}$ contents were determined using AAS method at geochemistry laboratory at Ferdowsi university of Mashhad after extraction with $CaCl_2$ 0.01 M.

**Results and Discussion**: Based on EC values, 77% of the soil samples were non-saline (EC < 2 dS $m^{-1}$), 18% were slightly saline (EC= 2-4 dS m-1) and 5% were highly saline (EC=8-16 dS $m^{-1}$) (Fig.3). In addition, low ΔpH values in the soil samples showed high salinity and similar results to EC. SAR index had the highest value in TS5 sample, and the cations content in this index can be attributed to evaporative sediments with carbonate and sulfate salts in the area (Shurijeh and Chehel-Kaman formations). Moreover, the halite bearing formations in the study area can be regarded as a source for $Na^{+}$. Based on SAR and EC, majority of the samples (except TS5 in saline and non-sodic) were non-saline and non-sodic that were suitable for agriculture. ESP index of less than 15% in all samples indicated that $Na^{+}$ concentration has no danger to crops. Relation between the total sulfate content to pH and EC was inverse and direct, respectively. This indicates that recovered sulfur affect in the soil acidification within the refinery site and increase the soluble salts content. These effects are very considerable in the soils inside the refinery site.

**Conclusions:** Salinity is the major factor affecting decrease of the samples quality for agriculture. Exposed formations in the area with highly soluble rocks causes to increase the soluble salts in the soil. The second factor is high temperature and low precipitation that led to increase the evaporation from the soil surface and accumulation of salts on the soil. Recovered sulfur from natural gas processing can reduce the soil pH and increases the soluble salts to some extent, especially in the inside refinery samples, and then decreases the soil quality for agricultural purposes. Except for one, all studied samples were classified as non-saline and non-sodic soils. Furthermore, the samples were classified in two classes of flocculated soils and potentially dispersive soils based on SAR and EC. ESP index indicates that there is no serious problem regarding sodium concentration in

1, 2, 3 and 4- Master of Science, Associate Professor and Professors Department of Geology, Faculty of Sciences, Ferdowsi University of Mashhad
(*-Corresponding Author Email: mhmgharaie@um.ac.ir)
5- Health, Security and Environment (HSE) Unit, Shahid Hashemi Nezhad Gas Refining Incorporation, Sarakhs, Iran

the soils. The pH values indicate that the samples were almost alkaline soils except for the samples inside the site, which are slightly acidic. Acidity of those few samples are attributed to the sulfur released from gas refinery process and its effect on the soil pH.

**Keywords:** Gas refinery, SAR, Soil quality, Total sulfate, EC, ΔpH

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۷۳-۸۶۳

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 863-873

# مطالعات میکرومورفولوژی و مینرالوگرافی نوری خاک مرداب جنگلی سوته در استان گلستان

تیمور اسلام کیش[1*] – میلاد کردی[2]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۱۵
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۱/۰۵

## چکیده

در این مطالعه به بررسی ویژگی‌های میکرومورفولوژیکی و مینرالوگرافی نوری نمونه‌های خاک حاصل از مرداب سوته در استان گلستان پرداخته‌شده است. در این مطالعه، مرداب جنگلی سوته به‌عنوان یک مرداب حاوی آلی و معدنی در قسمت جنوبی استان گلستان جهت نمونه‌برداری انتخاب گردید. نمونه‌برداری از عمق سطح زمین تا ۴۰ سانتی‌متری به شعاع ۱۰ سانتی‌متر در اردیبهشت‌ماه سال ۱۳۹۳ انجام گرفت. بدین منظور، از نمونه‌های خاک تهیه شده و خشک شده به روش استاندارد، مقاطع میکروسکوپی به‌صورت مقاطع نازک و صیقل تهیه گردید و نمونه‌ها در آزمایشگاه مینرالوگرافی دانشگاه صنعتی امیرکبیر موردمطالعه قرار گرفت. نتایج مطالعات کانی‌شناسی نوری نشان می‌دهد که کوارتز، اورتوز، مسکویت، بیوتیت، کلسیت، پیروکسن‌های اپاسیتی شده و کانی‌های اپاک مهم‌تری نکانی‌هایتشکیل‌دهنده این مرداب می‌باشند. نتایج مطالعات مقاطع صیقلی حاکی از وجود آهن فراوان در نمونه‌هامی‌باشد که درواقع همان کانی‌های اپاک فراوان است. نتایج مطالعات میکرومورفولوژی نشان‌دهنده حضور ریشه گیاهان و دیگر ارگان‌های باقی‌مانده به‌صورت ترکیبی با مواد آلی است. حضور فسیل بریوزوآ می‌توان بیانگر سن احتمالی این مرداب در عهد حاضر باشد. همچنین مطالعات مینرالوگرافی نوری نشان داد که اکثر ذرات ویژگی‌های سنگ مادر را از خود نشان می‌دهند.

**واژه‌های کلیدی:** خاک آلی– معدنی، مرداب زیارت، میکروسکوپی، میکرومورفولوژی خاک، کانی شناسی نوری

## مقدمه

پیت، به‌عنوان یک ماده، درگذشته به‌طور عمده توسط شیمیدانان و زمین شناسان به دلیل پتانسیل آن برای اهداف صنعتی یا انرژی موردمطالعه قرار گرفته است. آن‌ها پیت را به‌عنوان واسطه‌ای برای رشد گیاه در شرایط و محیط‌زیست طبیعی خود مطالعه کردند. پیت‌ها در گذشته مورد توجه باغبانان و باغداران نیز بوده است اما مطالعه آن به‌عنوان خاک با اهداف کشاورزی بوده است (۱). پیت زارها یک بخش حیاتی و ضروری از بخش بیوسفر زمین است که تقریباً ۴درصد از کلیه اراضیدنیا را در برمی‌گیرد. بنابراین نقش آن‌ها در چرخه ژئوشیمیایی عناصر در مقیاس جهانی بسیار حائز اهمیت است(۲۹).اهمیت این محیط های اکولوژیک از جنبه های زیادی مورد بررسی قرار میگیرد که در این بین می‌توان به استفاده از مواد موجود در پیتزار ها در کشاورزی و کاربرد مواد ارگانیک موجود در پیت ها برای مصارف پزشکی از دیدگاه صنعتی و کنترل چرخه کربن و انتشار متان برای گازهای گلخانه ای و همچنین تصفیه آب و پساب‌های آلوده از دیدگاه زیست محیطی اشاره کرد.

پیت زارها یک اکوسیستم تشکیل‌شده از پیت هستند که حداقل ۳۰ سانتی‌متر ضخامت پیت تجمع یافته در آن‌ها است (۲۵). تعریف پیت به‌طور سنتی به‌عنوان مترادف با تورب است که بافت‌های گیاهی نیمه کربونیزه شده که در شرایط مرطوب از تجزیه گیاهان و خزه‌های مختلف تشکیل‌شده است. در سیستم‌های قدیمی‌تر طبقه‌بندی خاک، خاک پیت معمولاً به‌عنوان خاکی که بیش از ۶۵درصد آن مواد آلی است تعریف شده است (۱).وجود آب در سرتاسر سال باعث رشد نیزارها، جگن‌ها و دیگر گیاهان آب‌دوست می‌شود که تجزیه این مواد پس از مرگ گیاه در زیر آب به کندی صورت گرفته و با گذشت زمان ماده آلی تجزیه‌شده انباشته می‌شود (۲۳).مرداب ها، پیکره آبی بزرگ یا کوچک هستند که به‌وسیله خاک آلی حاوی مواد معدنی مانند پیت‌ها احاطه‌شده است (۱).

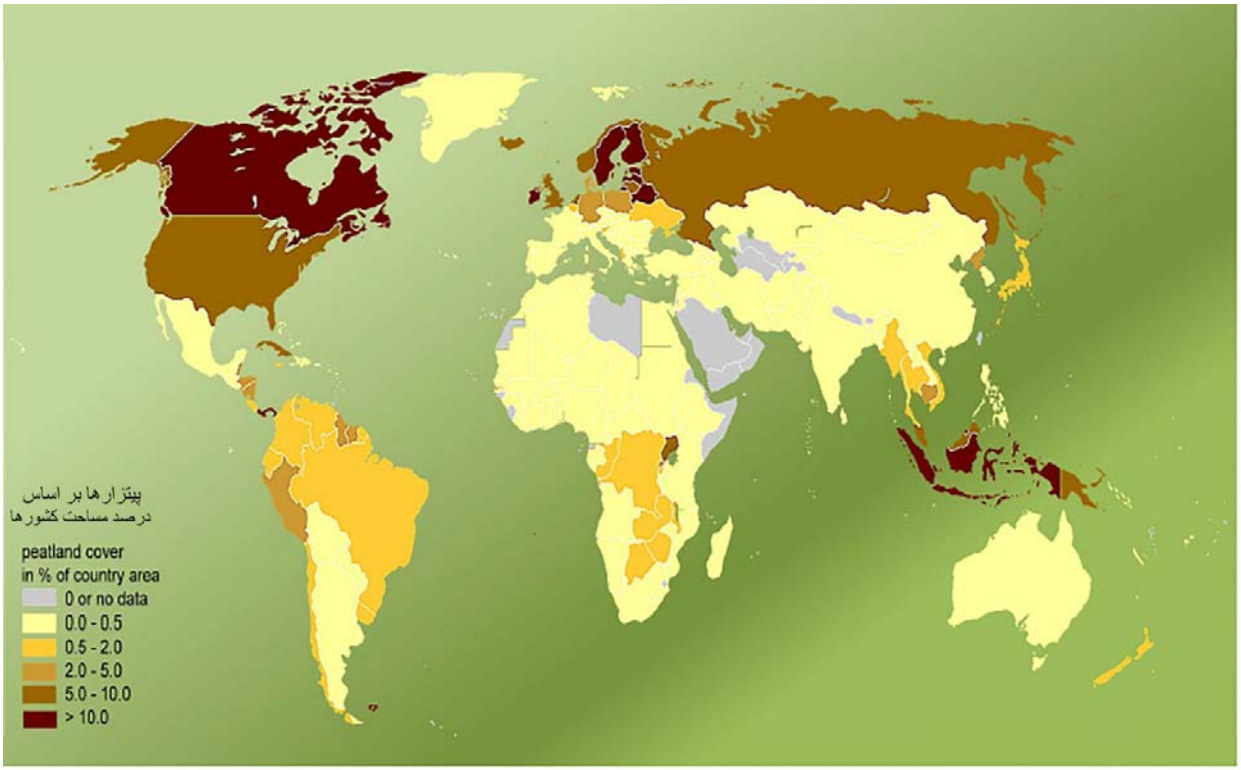
وسعت پیت‌ها در مناطق گرمسیری و نیمه گرمسیری، مخصوصاً در کشورهای توسعه‌یافته، به‌طور تقریبی و تخمینی مشخص‌شده است(۱). در شکل ۱، نقشه پراکندگی پیتزارها در کشورهای مختلف دنیا بر اساس درصد مساحت اشغال‌شده آن کشور توسط پیتزارها در سال ۲۰۰۸ نشان داده‌شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، بین

۱و ۲- استادیار و دانشجوی دکتری، دانشگاه صنعتی امیرکبیر
(*- نویسنده مسئول: (Email: T.eslamkish@aut.ac.ir
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.55119

صفر الی نیم درصد مساحت کشور ایران دارای پیتزارها هست که نشان از اهمیت این محیط خاص اکولوژیکی دارددر حالی که در این راستا اطلاعات کافی در آرشیو سازمان های مرتبط وجود ندارد.

ترکیبات معدنی موجود در پیت ها و مرداب ها می تواند ناشی از مواد معدنی رسوبات و یا جذب از آب های زیرزمینی باشد (۲۸). معمولا بخش غیر آلی پیت ها، ۲ الی ۱۰ درصد وزن خشک مواد تشکیل دهنده آن هستند که این عدد میتواند با توجه به میزان پوسیدگی، افزایش یابد (۱۶).

مطالعات زیادی در زمینه بررسی پیت‌ها و مرداب‌ها در سرتاسر نقاط دنیا انجام گرفته است که خلاصه برخی از مهم‌ترین این مطالعات در جدول ۱ آورده شده است.همان‌طور که مشاهده می‌شود، سابقه مطالعات پیت و مرداب‌ها به سال‌های خیلی دور باز می‌گردد و در سرتاسر دنیا، تحقیقاتی در زمینه‌های مختلف روی این اکوسیستم خاص انجام‌شده است. اما در ایران متأسفانه تحقیقات مناسبی بر روی پیت‌ها و مرداب‌ها ازجمله بررسی ساختار، کانی‌شناسی، ژئوشیمی و حتی ترکیبات آلی مرداب‌ها انجام نشده است و تنها در چند مورد مطالعاتی سطحی در زمینه استفاده از پیت‌ها برای امور کشاورزی و یک مورد هم مطالعات ژئوتکنیکی در دریاچه ارومیه انجام‌گرفته است.برای بررسی دقیق تر این محیط های اکولوژیکی خاص، باید ویژگی های آنها در بخش های جداگانه مورد بررسی قرار گیرد. یکی از این ویژگی ها که می تواند در شناسایی این محیط ها مثمر ثمر واقع شود، مطالعات کانی شناسی و بررسی ویژگی های مورفولوژیکی کانی هاست. استفاده از روش میکرومورفولوژی از دهه ۱۹۵۰ برای مطالعات میکروسکپی خاک‌ها آغاز شد (۲). پس از آن در دهه ۱۹۷۰ ازاین‌روش برای مطالعات باستان‌شناسی استفاده شد (۹). ازاین‌رو در این مطالعه به بررسی ویژگی‌های کانی‌شناسی نمونه‌های حاصل از این مرداب و همچنین مطالعات میکرومورفولوژی بر روی این نمونه‌ها پرداخته می‌شود. مهم ترین هدف این مطالعه، شناخت وضعیت کانی شناسی مرداب سوته و بررسی عملکرد مطالعات میکرومورفولوژی برای خاک های حاوی مواد آلی می باشد. همچنین این مطالعه می‌تواند جهت بررسی تغییرات این محیط های اکولوژیک و بررسی تغییرات انسان‌زاد در آینده استفاده شود.




**شکل ۱- نقشه پراکندگی پیتزارها در کشورهای مختلف دنیا بر اساس درصد مساحت اشغال‌شده (۲۱)**

**Figure 1- Distribution of peatlands in different country based on area**

## روش کار

### منطقه مورد مطالعه

برای بررسی مرداب‌های جنگلی در استان گلستان، مرداب جنگلی سوته در منطقه زیارت انتخاب گردید. زیارت نام روستایی در قسمت جنوبی گرگان است. قسمت جنوبی این روستا به جنگلی با نام جنگل زیارت منتهی می‌شود. این جنگل‌ها شامل گونه‌هایی چون راش،

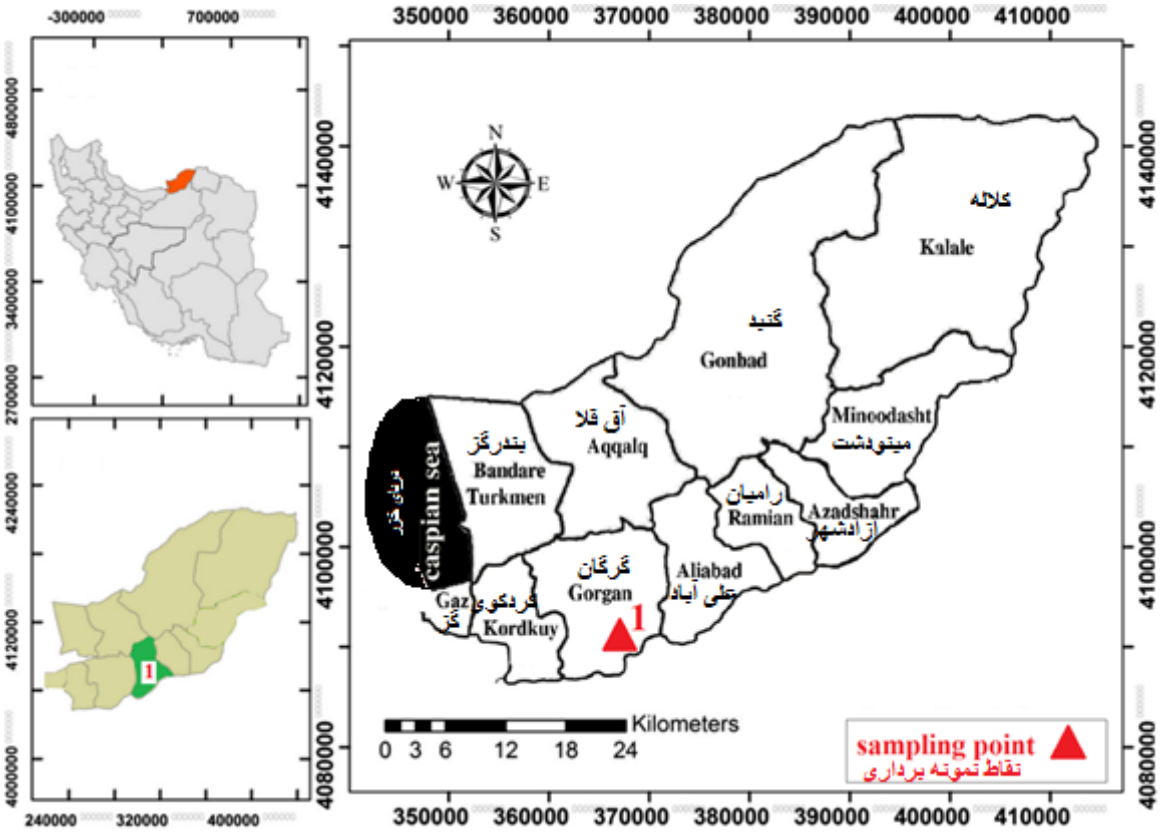
توسکا، افرا، آلوکک، بارانک، ملج، نمدار، شیردار، ون و گردو بوده و البته دارای گونه‌های منحصربه‌فرد دیگری چون سرو نوش، زربین و سرخدار می‌باشند که جزء ناب‌ترین جوامع گیاهی جهان محسوب می‌شوند. از نظر ظاهری این مرداب دارای آبی تیره‌رنگ است و در نزدیکی آن می‌توان بوی نامطلوبی شبیه به بوی گوگرد یا تخم‌مرغ گندیده را استشمام کرد. در شکل ۲ موقعیت جغرافیایی این منطقه نشان داده‌شده است. در شکل ۳ نیز تصویری از مرداب جنگلی سوته نشان داده‌شده است.

از نظر تکتونیکی شاخه‌ای از گسل اصلی به‌صورت شرقی ـ غربی از داخل منطقه و تقریباً از ضلع جنوبی عبور می‌نماید. این امر سبب شده است که شاهد رسوبات پرکامبرین در داخل رسوبات مزوزوئیک باشیم. رسوبات پرکامبرین عمدتاً از شیست های دگرگونی (میکاشیست، کلریتوشیست، همراه با کوارتزیت، مرمریت و اسلیت) تشکیل شده که به علت رنگ سبز تیره و براق آن به شیست سبز گرگان معروف‌اند. این رسوبات در ناحیه شمالی و میانی منطقه از ارتفاع ۵۰۰ الی ۱۱۰۰ متر از سطح دریا بیرون‌زدگی دارند.

بیرون‌زدگی رسوبات مزوزوئیک را در ارتفاعات بلند ضلع جنوبی می‌توان مشاهده نمود. از نظر لیتولوژی، سنگ‌های آهکی و آهک‌های دولومیتی با درونلایه‌های مارنی دوره ژوراسیک فوقانی، عناصر تشکیل‌دهنده با آن به شمار می‌روند. در شیب‌های تند پدیده ریزش سنگ‌ها را نیز می‌توان مشاهده نمود و رسوبات کواترنری در منطقه شامل رسوبات ماسه‌ای سست است که دربردارنده تلماسه است (۱۰).

## نمونه‌برداری و آنالیز

جهت بررسی مرداب تعدادی نمونه خاک تا عمق ۴۰ سانتی‌متری در سرتاسر مناطق برداشته و مورد بررسی قرار گرفت. جهت جمع‌آوری‌نمونه‌ها از بیلچه‌های مخصوص استفاده شد و نمونه های مختلف از عمق های مختلف (هر ۵ سانتی متر یک نمونه)برداشته شد. سپس نمونه‌های در دمای اتاق در سایه خشک شد. جهت بررسی میزان آب و رطوبت نمونه‌ها به مدت ۲ ساعت در دمای ۱۱۰درجه‌سانتی‌گرادخشک شد.




**شکل ۲- موقعیت جغرافیایی مرداب جنگلی سوته**

**Figure 2- Geographical location of Suteh PSF**

**جدول ۱- خلاصه پیشینه مطالعات در نقاط مختلف دنیا بر روی پیت‌ها**

**Table 1-Summary of literature reviews over the world about peat**

| موضوع مورد مطالعه | سال | نام | شماره منبع |
|---|---|---|---|
| پیت های نیمکره شمالی (Peats of Northern hemisphere) | 1987 | Damman | (۵) |
| | 1988 | Shotyk | (۲۵) |
| | 2000 | Mandernack et al. | (۱۸) |
| عنصر کادمیوم (Cadmium) | 1986 | Gosset et al. | (۱۲) |
| عنصر کروم (Chrome) | 1993 | Sharma& Forster | (۲۴) |
| عنصر مس | 1996 | Gardea-Torresday et al. | (۸) |
| (Copper) | 1986 | Gosset et al. | (۱۲) |
| عنصر نیکل | 1995 | Ho et al. | (۱۴) |
| (Nickel) | 1986 | Gosset et al. | (۱۲) |
| استونی (Estonia) | 1997 | Punning &Alliksaar | (۱۹) |
| آلمان (Germany) | 2001 | Dellwig et al. | (۶) |
| Kalimantanآسیا (Asia-Kalimantan) | 2002 | Weiss et al. | (۲۹) |
| Throneانگلستان (UK-Throne) | 2004 | Bottrell et al. | (۳) |
| آمریکای شمالی (North America) | 2005 | Gorham&Janssens | (۱۱) |
| لهستان (Poland) | 2006 | Malawska et al. | (۱۷) |
| Penninesانگلستان (England Pennines) | 2006 | Rothwell et al. | (۲۲) |
| فلزات سنگین در مرداب (Heavy metals in the Swamp) | 2006 | Coggins et al. | (۴) |
| Bagno Bruchلهستان (Bagno Bruch Poland) | 2010 | Smieja-Król et al. | (۲۶) |
| چرخه کربن در پیت های جهان (Cycle of Carbon in the Peats of the World) | 2010 | Yu et al. | (۳۰) |
| روش ماوراء بنفش در پیت (Ultraviolet Method in Peat) | 2013 | Klavins& Purmalis | (۲۰) |
| فلزات سنگین و اثرات انسانی (Heavy metals and human effects) | 2013 | Gallego et al. | (۷) |
| غرب مالزی (West Malaysia) | 2014 | Zulkifley et al. | (۳۱) |
| فلزات سنگین/ ترینیداد (Heavy metals / Trinidad) | 2014 | LaDaana et al. | (۱۵) |
| تحرک پذیری فلزات در مرداب (Mobility of metals in the marsh) | 2014 | Stanislawska et al. | (۲۷) |
| آرژانتین (Argentina) | 2014 | Grootjans et al. | (۱۳) |



**شکل ۳- مرداب جنگلی سوته**
**Figure 3- Suteh PSF photograph**

نمونه‌ها پس از خشک شدن، آسیاب شده و به حد زیر ۲۰۰ میکرون رسید. برای آماده‌سازی مقاطع نازک و صیقلی برای مطالعات میکروسکپی، نمونه‌های خاک با پلی‌استر، ماده سخت‌کننده و اکسید کبالت مخلوط شد. پلی‌استردرواقعتشکیل‌دهنده زمینه مقطع می‌شود و ماده سخت‌کننده ($HCl + H_2O_2$) برای کاهش زمان سخت شدن و اکسید کبالت هم به‌عنوان کاتالیزور استفاده شد. سپس نمونه‌ها در ظروف مخصوص قرار داده شد و به مدت ۲۰ روز به آن فرصت داده شد تا سخت گردد. سپس نمونه‌هابه‌وسیلهسایندهای مختلف و پس از آن با سوسپانسیون اکسید آلومینیوم به مدت ۲۰ دقیقه سائیده و براقشد. تمامی این مراحل در آزمایشگاه دانشگاه صنعتی امیرکبیر انجام گرفت. درنهایت مقاطع نازک و صیقلی جهت مطالعات میکروسکپی آماده گردید که در شکل ۴ نشان داده شده است.



**شکل ٤- مقاطع صیقلی و نازک آماده‌شده جهت مطالعات میکروسکپی**
**Figure 4- Polished and thin sections prepared for microscopic studies**

## بحث و بررسی

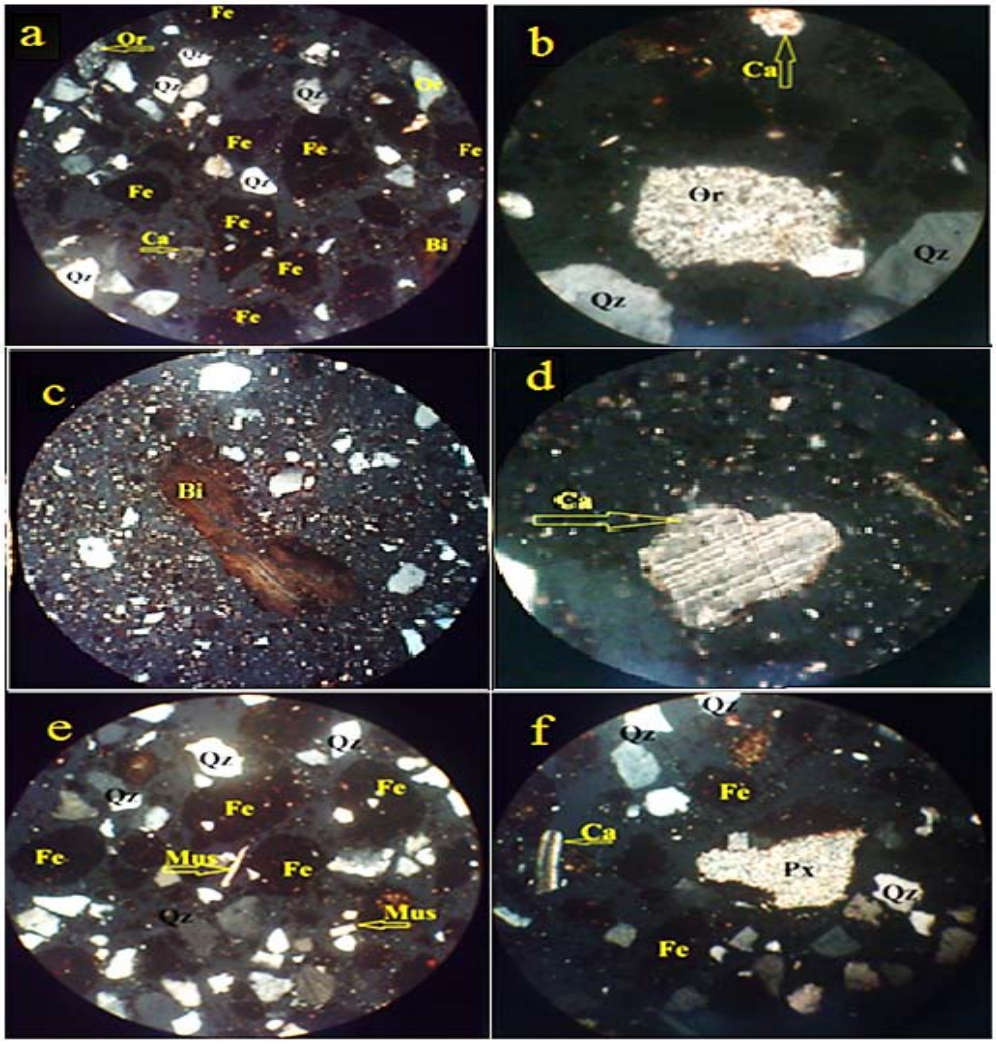
### مینرالوگرافی نوری

مقاطع نازک تهیه شده در زیر میکروسکوپ مورد بررسی قرار گرفت. در همه مقاطع زمینه رسی و بسیار ریز دانه کاملا مشهود است که در واقع یک زمینه سریسیتی شده از کانی‌های رسی است که با مواد ارگانیک مخلوط شده است. مهم‌ترینکانی‌هایتشکیل‌دهنده مقاطع در اینمطالعات میکروسکپی نوری عبارت‌اند از کوارتز، اورتوز، مسکویت، بیوتیت، کلسیت، پیروکسن‌های اپاسیتی شده و کانی‌های اپاک است که در شکل ۵ برخی از این مقاطع نشان داده شده است.دانه های کوارتز که اکثرا بی شکل است، دارای سطح شفاف و پراکنده در زمینه است که این کوارتز ها میتواند دارای منشا رسوبی از مارن ها یا منشا دگرگونی از کوارتزیت ها داشته باشند. در برخی از مقاطع بلورهای بیوتیت، مسکویت و پیروکسن هوازدگی را به‌خوبی نشان می‌دهند.اگرچه بیوتیت یک کانی رایج در سنگ های آذرین است، اما بیوتیت های موجود در مقاطع با توجه شرایط زمین شناسی منطقه احتمالاًدارای منشا با سنگ مادر دگرگونی مانند شیست ها داشته باشد. باتوجه به شرایط تشکیل مرداب ها و محیط اسیدی و پرآب موجود، کلیه شرایط هوازدگی برای کانی های ورقه ای مهیا می باشد و به همین دلیل هوازدگی کانی هایی مانند بیوتیت و میکا به خوبی مشاهده می شود.کانی‌های اپاک موجود در مقطع اکثراً از جنس ترکیبات آهن‌داراست که در مقاطع صیقلی باید بیشتر بررسی شوند. رایج‌ترین کانی در اکثر مقاطع، کانی کوارتز است. در برخی از مقاطع سطح هوازده و دگرسان شده اورتوز به‌خوبیقابل‌رؤیت استکه این

خصیصه آن را از ذرات کوارتز متمایز میکند. حضور فلدسپات آلکالن در این مقاطع میتواند از رسوبات کواترنر (آرکوز) حمل شده از اطراف باشد. در برخی از مقاطع دانه های پیروکسن که به شدت اپاسیتی شده اند دیده می شود که احتمالاً که بهشدت تحت تأثیر هوازدگی قرارگرفته‌اند و می تواند دارای منشا دگرگونی باشد.خرد شدگی و بافت ریز دانه مقاطع در این منطقه میتواند ناشی از تاثیر گسل های منطقه باشد.قطعات کلسیت به صورت ریز شده و پراکنده در مقطع وجود دارد و گاهی حتی میتوان قطعات نیمه شکل دار کلسیت را با رنگ های اینترفرنس بالا در مقطع مشاهده کرد. سنگ مادر این قطعات آهکی به احتمال زیاد سنگ‌های آهکی و آهک‌های دولومیتی منطقه می باشد.

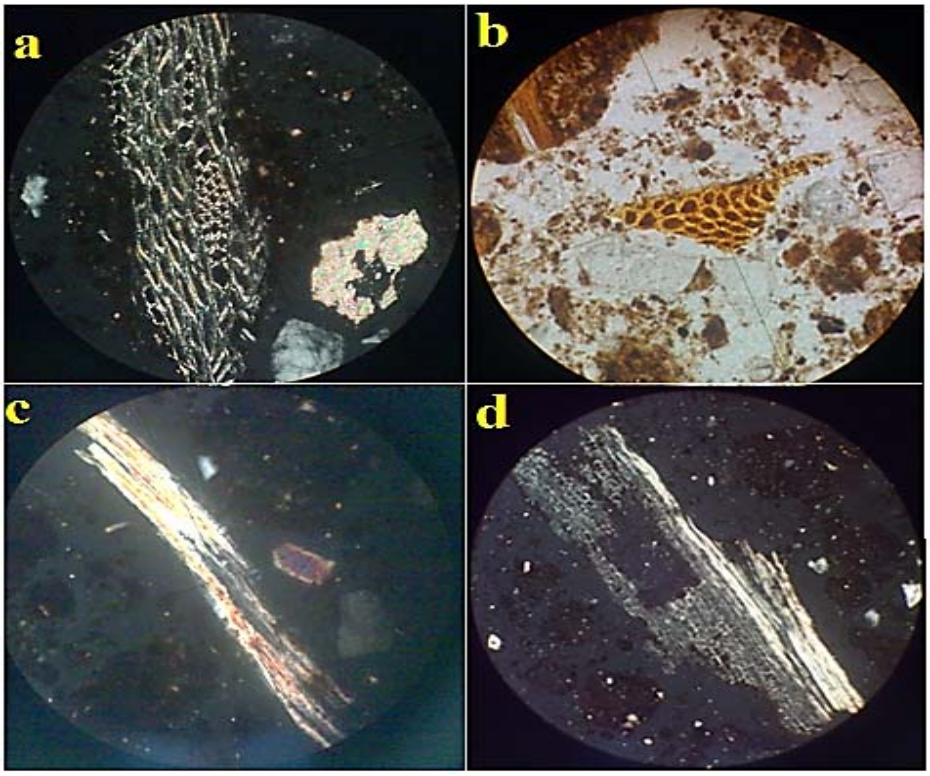
## مطالعات میکرومورفولوژی

مطالعات میکرومورفولوژی حاصل از برخی از مقاطع مرداب سوته که در شکل ۶ نشان داده شده، می‌توانآثار و بقایای باقی‌مانده از ریشه گیاهان و یا اندام‌های دیگر را مشاهده نمود که با مواد آلی ترکیب شده‌اند.همین‌طورمی‌توانبه‌خوبیآثار هوازدگی که به‌صورت نفوذ آهن به شبکه میکاهای لایه‌لایه شده است را مشاهده نمود.




**شکل ۵- مقاطع میکروسکپی مرداب جنگلی سوته a) ترکیبات آهن‌دار و کوارتز در نور پلاریزهb;) اورتوز، کوارتز و کانی‌های اپاک در نور پلاریزهc;) بیوتیت در نور پلاریزهd;) کلسیت در نور پلاریزهe;) ترکیبات آهن‌دار، کوارتز و مسکویت در نور پلاریزهf;) کوارتز، کلسیت، کانی‌های اپاک و پیروکسن اپاسیتی شده در نور پلاریزه**

**Figure 5- Suteh PSF sections a) Fe component and Quartz in XPL; b) Orthoclase, Quartz and Fe component in XPL; c) Biotite in XPL; d) Calcite in XPL e) Fe component, Quartz and Muscovite in XPL; f) Quartz, Calcite and Opacity Pyroxene in XPL.**




**شکل ٦- مقاطع میکروسکپی مرداب جنگلی سوته a) باقی‌مانده بافت گیاهان و ارگان‌های دیگر تجزیه‌شده در نور پلاریزهb;) باقی‌مانده بافت گیاهان و ارگان‌های دیگر که تحت تأثیر آهن به رنگ قهوه‌ای دیده می‌شود در نور طبیعیc;) میکاهای لایه‌ای که با آهن پوشیده شده است در نور پلاریزهd;) ارگان‌هایباقی‌مانده در نمونه‌ها در نور پلاریزه**

**Figure 6- Suteh PSF sections a) Plant tissues and decomposing plant organs in XPL; b) Plant tissues and decomposing plant organs stained with iron in PPL; c) Mica layers disrupted and stained with iron in PPL; d) Organ residues in XPL**

حضور آهن و هوازدگی بر روی برخی از ارگان‌هایباقی‌مانده در مقطع به‌صورت تغییر رنگ ارگان‌ها به قهوه‌ایبه‌خوبیقابل‌رؤیت است.در برخی از مقاطع آثاری از فسیل هایی دیده می شود که بسیار شباهت به خزه زیان(بریوزوآ)، جانورانی بی‌مهره کوچک و باهمزی که معمولاً اسکلت‌هایی از جنس کلسیم کربناتمی‌سازند و در ظاهر شبیه به مرجان دریاییمی‌باشند، دارد. این فسیل ها از نظر سنی می توانند مربوط به دوران اخیر باشند و این نشان دهنده سن این مرداب نیز می باشد.

### مطالعات مقاطع صیقلی

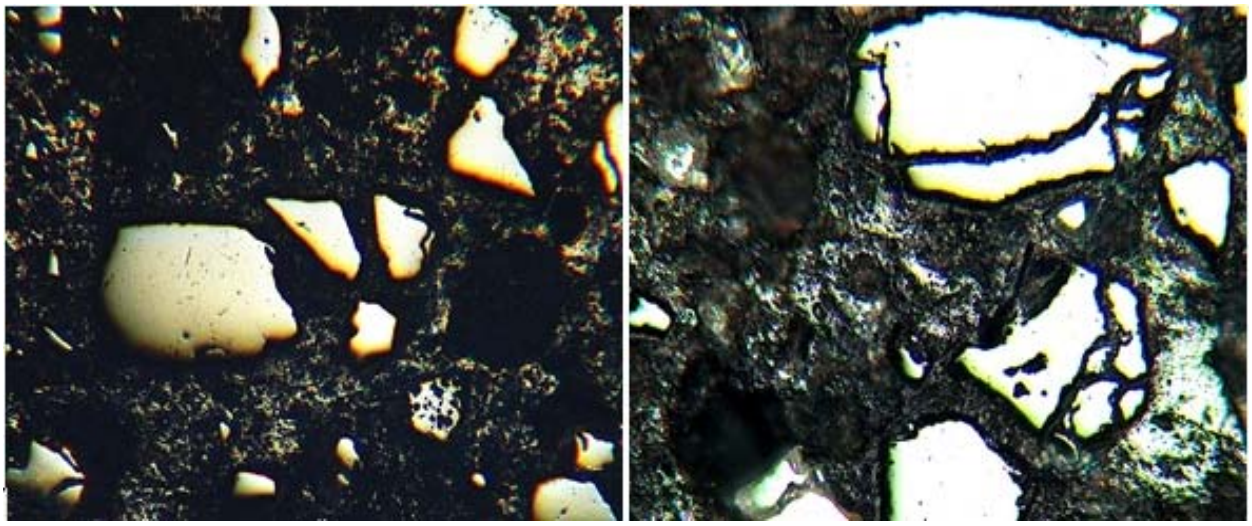
با توجه به حضور کانی های اپاک فراوان در مقاطع بررسی شده، یکی از بهترین روش های برای بررسی این کانی ها استفاده از مقاطع صیقل می باشد. در این مطالعه، جهت بررسی کانی‌ها اپاک موجود در مقطع، از مقاطع صیقلی و مطالعات مینرالوگرافی در آزمایشگاه دانشگاه صنعتی امیر کبیر از میکروسکوپ های مینرالوگرافی المپیوس استفاده شد. شکل ۷ نتایج حاصل از این مطالعات را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود، اکثر کانی‌های اپاک موجود در مقطع از جنس آهن و ترکیبات آهن است که در شکل ۷ به رنگ سفید روشن نشان داده شده است.دیگر ذرات مشاهده شده در مقطع قابل شناسایی نبودند زیرا خواص نوری مناسبی مبنی بر فلز بودن از خود نشان ندادند. همچنین به دلیل هوازدگی زیاد و تاثیر مواد ارگانیک بر ذرات، خواص آنها دچار تغییراتی گردیده بود.

## نتیجه‌گیری کلی

علی‌رغم اینکه کنوانسیون رامسر در سال ۱۹۷۱ در شهر رامسر در کشور ایران در راستای محافظت از مرداب‌ها و تالاب‌هانوشته‌شده است، اما در ایران شناخت کافی نسبت مرداب‌ها وجود ندارد و تنها به مقوله تالاب‌هابه‌اندازه کافی پرداخته‌شده است. در این مطالعه سعی بر آن است تا گامی مؤثر در مورد شناخت و بررسی پیت و مرداب‌های کشور برداشته شود تا زمینه‌ای برای نگهداری و استفاده بهینه و صحیح از این منابع طبیعیباشد. در این راستا، در این مقاله به بررسی ویژگی‌های میکرومورفولوژی و مینرالوگرافی نوری پیت مردابی سوته در قسمت جنوبی استان گلستان پرداخته شد. مبنای این مطالعات بر اساس مقاطع صیقل و نازک تهیه شده از نمونه‌های خاک حاصل از

منطقه است. مهم‌ترین نتایج حاصل از این تحقیق عبارت‌اند از:

– هوازدگی در منطقه نسبتاً شدید است و تمامی کانی‌ها و حتی زمینه سریسیتی شده را تحت تأثیر خود قرار داده است.



**شکل ۷- مقاطع صیقلی مرداب جنگلی سوته، حضور فراوان آهن در مقاطع**

**Figure 7- polished sections of Suteh PSF presenting abundant iron content in the sections**

– مهم‌ترینکانی‌هایتشکیل‌دهنده خاک مورد مطالعه عبارت‌اند از: کوارتز، اورتوز، مسکویت، بیوتیت، کلسیت، پیروکسن‌های اپاسیتی شده و کانی‌های اپاک.

– مطالعات مینرالوگرافی مقاطع صیقلی نشان‌دهنده حضور آهن نسبتاً زیاد در مقاطع است که در مقاطع میکروسکپی نوری هم به‌صورتکانی‌های اپاک تیره دیده می‌شوند.

– حضور باقی‌ماندهارگان‌های مختلف و ریشه گیاهان در خاک نشان‌دهنده حضور ترکیبی مواد آلی و باقی‌مانده گیاهان همراه با دیگر کانی‌هامی‌باشد.

– فسیل های دیده شده در مقاطع بسیار شباهت به خزه زیان(بریوزوآ) دارد که میتواند بیانگر سن این مرداب باشد که مربوط به دوران اخیر زمین شناسی می باشد.

– رایج‌ترین کانی در مقاطع نوری، کانی کوارتز می باشد که کمترین هوازدگی را نیز نشان می‌دهد و پس از آن می‌توانکانی‌های اپاک که ترکیبات آهن‌دارمی‌باشند را رایج‌ترین کانی دانست.

در مجموع می توان به این نکته اشاره کرد که اکثر کانی های موجود در مرداب، ویژگی های سنگ مادر را حفظ کرده اند. همچنین مطالعات میکرومورفولوژی نشان داد که می توان با استفاده از این روش که هزینه و ارزان، اطلاعات اولیه مفیدی برای شناسایی این محیط ها بدست آورد.

از این‌رو می توان در راستای تشکیل این اکوسیستم های خاص، این مورد را در نظر گرفت که اگرچه این محیط ها تخت تاثیر عملکرد میکروارگانیزم های هوازی در سطح شکل می گیرد، اما حضور قطعه هایی از سنگ مادر کف یا ذرات حمل شده می تواند در نوع تشکیل و جنس مرداب ها تاثیر بگذارد. این ذرات در عمق های بیشتر در شرایط بی هوازی لایه های عمیق تر پیت می توانند پایدار تر بمانند. برای بررسی دقیق تر روند تشکیل و تغییرات احتمالی این مرداب نیاز به بررسی جنس مواد ارگانیک و همچنین هیدرولوژی این محیط ها می‌باشد.

## منابع


1- Andriesse J. P. 1988. Nature and management of tropical peat soils (No. 59). Food & Agriculture Org.
2- Babel U. 1975. Micromorphology of soil organic matter. In Soil components. Springer Berlin Heidelberg.
3- Bottrell S., Coulson J., Spence M., Roworth P., Novak M., & Forbes L. 2004. Impacts of pollutant loading, climate variability and site management on the surface water quality of a lowland raised bog, Thorne Moors, E. England, and UK. Applied geochemistry, 19(3): 413-422.
4- Coggins A.M., Jennings S.G., & Ebinghaus R. 2006. Accumulation rates of the heavy metals lead, mercury and cadmium in ombrotrophic peatlands in the west of Ireland. Atmospheric Environment, 40(2): 260-278.
5- Damman A.W.H. 1978. Distribution and movement of elements in ombrotrophic peat bogs. Oikos. 30: 480–495.

6- Dellwig O., Watermann F., Brumsack H. J., Gerdes G., & Krumbein, W. E. 2001. Sulphur and iron geochemistry of Holocene coastal peats (NW Germany): a tool for palaeoenvironmental reconstruction. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 167(3): 359-379.
7- Gallego J.L.R., Ortiz J.E., Sierra C., Torres T., & Llamas J. F. 2013. Multivariate study of trace element distribution in the geological record of Roñanzas Peat Bog (Asturias, N. Spain). Paleoenvironmental evolution and human activities over the last 8000calyr BP. Science of the Total Environment, 454: 16-29.
8- Gardea-Torresdey J. L., Tang, L., & Salvador, J. M. 1996. Copper adsorption by esterified and unesterified fractions of Sphagnum peat moss and its different humic substances. Journal of Hazardous Materials, 48(1): 191-206.
9- Goldberg P., & Macphail R. I., 2008. Practical and theoretical geoarchaeology. Blackwell publishing.
10- Gorgan Natural Resources Burea., 2011. http://golestan.frw.org.ir/01/En/.
11- Gorham E., & Janssens J. A. 2005. The distribution and accumulation of chemical elements in five peat cores from the mid-continent to the eastern coast of North America. Wetlands, 25(2):259-278.
12- Gosset T., Trancart J. L., and Thévenot D. R. 1986. Batch metal removal by peat. Kinetics and thermodynamics. Water Research, 20(1):21-26.
13- Grootjans A., Iturraspe R., Fritz C., Moen A., and Joosten H. 2014. Mires and mire types of Peninsula Mitre, Tierra del Fuego, Argentina. Mires and Peat, 14-1.
14- Ho Y. S., Wase D. J., & Forster C. F., 1995. Batch nickel removal from aqueous solution by sphagnum moss peat. Water Research, 29(5): 1327-1332.
15- La Daana K.K., Gobin J.F., Beckles D.M., Lauckner B., & Mohammed A. 2014. Metals in sediments and mangrove oysters (Crassostrea rhizophorae) from the Caroni Swamp, Trinidad. Environmental monitoring and assessment, 186(3): 1961-1976.
16- Leson G., & Winer A.M. 1991. Biofiltration: an innovative air pollution control technology for VOC emissions. Journal of the Air & Waste Management Association, 41(8): 1045-1054.
17- Malawska M., Ekonomiuk A., & Wiłkomirski B. 2006. Chemical characteristics of some peatlands in southern Poland. Mires and Peat, 1(02): 1-14.
18- Mandernack K.W., Lynch L., Krouse H.R., and Morgan M. D. 2000. Sulfur cycling in wetland peat of the New Jersey Pinelands and its effect on stream water chemistry. Geochimica et Cosmochimica Acta, 23: 3949–3964.
19- Punning J. M., & Alliksaar T. 1997. The trapping of fly-ash particles in the surface layers ofSphagnum-dominated peat. Water, air, and soil pollution, 94(1-2): 59-69.
20- Purmalis O., & Klavins M. 2013. Comparative study of peat humic acids by using UV spectroscopy. European Scientific Journal, 9(21).
21- Ramsar, Cop11. 2011. Ramsar and peatlands: the implementation of Res. VIII.17 on Global Action on Peatlands by Ramsar parties, Bucharest, July, 7, 2011.
22- Rothwell J. J., Evans M. G., & Allott T. E. H. 2006. Sediment-water interactions in an eroded and heavy metal contaminated peatland catchment, southern Pennines, UK. In The Interactions between Sediments and Water. Springer Netherlands.
23- Schnitzer M., & Khan S. U. (Eds.). 1975. Soil organic matter (Vol. 8). Elsevier.
24- Sharma D. C., & Forster C. F., 1993. Removal of hexavalent chromium using sphagnum moss peat. Water Research, 27(7):1201-1208.
25- Shotyk W. 1988. Review of the inorganic geochemistry of peats and peatland waters. Earth Sci. Rev. 25: 95–176.
26- Smieja-Król B., Fiałkiewicz-Kozieł B., Sikorski J., & Palowski B. 2010. Heavy metal behaviour in peat–A mineralogical perspective. Science of the total environment, 408(23): 5924-5931.
27- Stanislawska-Glubiak E., Korzeniowska J., & Kocon A. 2014. Effect of peat on the accumulation and translocation of heavy metals by maize grown in contaminated soils. Environmental Science and Pollution Research, 1-9.
28- Steinmann P., & Shotyk W. 1997. Chemical composition, pH, and redox state of sulfur and iron in complete vertical porewater profiles from two Sphagnum peat bogs, Jura Mountains, Switzerland. Geochimica et Cosmochimica Acta, 61(6): 1143-1163.
29- Weiss D., Shotyk W., Rieley J., Page S., Gloor M., Reese S., & Martinez-Cortizas A. 2002. The geochemistry of major and selected trace elements in a forested peat bog, Kalimantan, SE Asia, and its implications for past atmospheric dust deposition. Geochimica et Cosmochimica Acta, 66(13):2307-2323.
30- Yu Z., Loisel, J., Brosseau D. P., Beilman D. W., & Hunt S. J. 2010. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. Geophysical Research Letters, 37(13).
31- Zulkifley M.T.M., Ng, T.F., Abdullah W.H., Raj, J.K., Shuib M.K., Ghani A.A., and Ashraf M.A. 2015. Geochemical characteristics of a tropical lowland peat dome in the Kota Samarahan-Asajaya area, West Sarawak, Malaysia. Environmental Earth Sciences, 73(4):1443-1458.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 863-873

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۷۳-۸۶۳

# Micromorphological and Mineralogical Assessment of Suteh Peat Swamp Forest, Golestan Province

**T. Eslamkish[1]*- M. Kurdi[2]**
Received: 04-05-2016
Accepted: 24-01-2017

**Introduction:** Peat is an organic soil which is formed by the accumulation of decayed vegetative matter that have formed in areas of poor water drainage. The mineral components of peat are derived from inorganic matter contained in sediments and by adsorption from groundwater. The inorganic (mineral) fraction of peat usually includes only 2–10 Percent of its dry weight, but for highly decomposed peats can increase to about 60 percent of dry weight. Thin sections of peat reveal detailed information of composition, structure, fabric and particularly pore properties which influence water retention and movement. Peat is a concentrated form of soil organic matter which has environmental, industrial, agricultural and medical uses that range from sustaining the productive capacity of agricultural land. This study has been focused on micromorphological and mineralogical properties of Suteh peat swamp forest (PSF) in Golestan province, north of Iran. Golestan province is the third largest cereal producer in Iran but scarcity of water and salinity are most important major problems in this area. This area has been covered by almost 400,000 hectares of forests. Suteh PSF has been chosen as a swamp that contains organic and inorganic matters. As the inorganic composition of peat varies considerably from region to region, study of mineralogical and micromorphological of Suteh PSF can be useful in order to identification of Golestan province peat swamps. Since the early 1990s, micromorphological studies have become increasingly popular in the analysis of lakeside settlements. The evaluation of soils considers thin-section observations, macromorphological features, and laboratory data. Micromorphological analyses allow the characterization of natural and anthropogenic sediments, which in turn enables the determination of sedimentary processes and depositional environment.

**Materials and Methods:** This study was carried out in April 2014. The samples were collected from zero to 40 cm depth of swamp areas, within a 10 cm radius. At each sampling station, peat samples were collected with a trowel. The area included the north side of the Alborz Mountains and extended northward to the township of Gorgan. The altitude was approximately 950–2000 m a.s.l. According to the Gorgan Natural Resources Bureau report, Suteh is temperate to semi-arid on the Emberger climate diagram. To achieve the purpose, samples were dried and prepared based on standard methods. These studies were carried out using polarized microscope on thin sections and polished section at the Mineralogy Laboratory of the Amirkabir University of Technology.To prepare thin sections for microscopy studies, samples with polyester, cobalt oxide and hardener have been combined. Polyester formed the matrix of the section and hardener ($HCl + H^2O_2$) has been used to reduce a hard time getting. Cobalt oxide has been used as a catalyst between them. The samples have been kept tight in special containers. Due to the presence of organic matter, much time was needed to harden them. The samples were dried and tightened for 20 days. Then, the samples were polished by various polishers (No. 400, 600, 800, 1000 and 2000). After that, they were polished for 20 minutes by the suspension of alumina ($Al_2O_3 + H_2O$).

**Results and Discussion:** The coarse material that formed groundmass were composed of quartz, muscovite, orthoclase, calcite, opacity pyroxene biotite and opaque minerals. Some flakes of muscovite, pyroxene and biotite showed weathering. Fe–Mn components were most common in opaque minerals. Quartz crystals were seen in abundance in most sections. Weathered surface of orthoclase was seen in some sections. The large biotite crystals were seen at different sections with pleochroism light brown to dark brown. Root and other organ residues in varieties states of decomposition were observed in some sections. Fragments of organ and tissue residues were rather few and found mostly in the surface of Suteh PSF. For detailed assessment of opaque minerals, one of the grains was selected and analyzed. The weathering of minerals showed the normal stability trend, i.e. quartz >muscovite>biotite. Biotite loses its pleochroism and alters first to a mica-vermiculite interstratified clay mineral. Polished sections study showed Fe components were the major and dominate in the sections.

1 and 2- Associate Professor and Ph.D. Candidate of Amirkabir University of Technology
(*- Corresponding Author Email: T.eslamkish@aut.ac.ir)

**Conclusions:** Thin sections results showed the samples contained quartz, orthoclase, muscovite, biotite, calcite, opacity pyroxene and opaque minerals. Polished sections results revealed that Fe components were most common in opaque minerals in the sections. Micromorphological study showed root and other organ residues in Suteh PSF that this showed this soil composed of a mixture of organ residues and organic material.

**Keywords**: Micromorphology, Mineralogy, Organic soil, Suteh Peat Swamp Forest

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۸۵-۸۷۴

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 874-885

# ارزیابی احتمال آلودگی آرسنیک در آب زیرزمینی دشت همدان ـ بهار با استفاده از روش‌های زمین آماری

مینا توزنده جانی[1*]- علیرضا سفیانیان[2] - نورالله میرغفاری[3]- محسن سلیمانی[4]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۲۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۲/۲۵

## چکیده

در بین عناصر سنگین، آرسنیک به‌عنوان یک عنصر سرطان‌زا شناسایی‌شده است و غلظت‌های زیاد آن در اکوسیستم می‌تواند یک نگرانی بزرگ برای سلامتی عمومی و محیط‌زیست ایجاد کند. هدف از این مطالعه ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی دشت همدان ـ بهار از نظر آلودگی به آرسنیک می‌باشد. بدین منظور غلظت آرسنیک در ۹۴ نقطه آب زیرزمینی مورد بررسی قرار گرفت. جهت تعیین توزیع مکانی آرسنیک از روش‌های مختلف زمین آمار استفاده گردید، سپس نتایج حاصل از این روش‌ها با استفاده از روش ارزیابی متقابل و محاسبه شاخص‌های میانگین خطای مطلق (MAE) و میانگین خطای انحراف (MBE) با یکدیگر مقایسه شدند و مناسب‌ترین روش انتخاب گردید. بدین منظور از روش توابع پایه شعاعی RBF با مدل Multiquadric جهت تعیین توزیع مکانی آرسنیک در آب زیرزمینی استفاده شد. علاوه بر این نقشه احتمال آلودگی و افزایش غلظت آرسنیک از حد آستانه نیز با استفاده از مدل کریجینگ شاخص برای آب زیرزمینی تهیه گردید. نتایج نشان داد که در حدود ۶۷ درصد آبخوان دارای احتمال آلودگی کمتر از ۵۰ درصد بود. درحالی‌که ۲۱/۱۸ درصد سطح آبخوان دارای آلودگی متوسط و ۱۰/۹ درصد سطح آبخوان دارای احتمال آلودگی زیاد بود. مناطقی که در آن احتمال آلودگی آب زیرزمینی زیاد بود با کاربری کشاورزی و به‌خصوص مناطق زیر کشت سیب‌زمینی هم‌خوانی داشت که می‌تواند به دلیل مصرف زیاد کودهای شیمیایی و مرغی در این مناطق باشد.

**واژه‌های کلیدی:** عنصر سرطان‌زا، توابع پایه شعاعی، توزیع مکانی، کریجینگ شاخص

## مقدمه

زندگی تمام موجودات زنده اعم از گیاه، حیوان و انسان به آب بستگی دارد و زندگی در جایی ممکن است که آب وجود داشته باشد (۲۱). فرآیند توسعه کشورها از جمله ایران، مسائل گسترده آلودگی آب را ایجاد کرده است و این آلودگی نه‌تنها ممکن است با تغییرات فیزیکی و زیستی همراه باشد بلکه به دلیل حل شدن فزاینده مواد سمی و نامطلوب در آب، آلودگی شیمیایی نیز ممکن است ایجاد شود. آلودگی‌ها با ایجاد تغییرات مذکور، کیفیت آب را تنزل می‌دهند و در مراحلی آب را برای اغلب مصارف غیرقابل استفاده می‌کنند(۳۱). برخی از آلودگی‌ها زوال‌پذیرند و به آسانی تجزیه یا تقلیل داده می‌شوند؛ مانند مواد زاید کشاورزی، ولی بعضی آلاینده‌ها زوال‌ناپذیرند مانند فلزات سنگین کادمیوم، سرب، آرسنیک و غیره. مشکلات آلودگی کشوری نظیر ایران، همانند سایر کشورهای درحال‌توسعه، به‌واسطه رشد جمعیت و افزایش فعالیت‌های انسانی روز به روز افزایش می‌یابد و لزوم توجه بیشتری را می‌طلبد (۷). بررسی‌ها نشان می‌دهد که به طور متوسط چرخه نوسازی منابع آب سطحی حدود ۲۰ روز به طول می‌انجامد، ولی این مدت در منابع آب زیرزمینی کند بوده و به بیان دیگر آلودگی منابع و سفره‌های آب زیرزمینی، عمدتاً غیرقابل بازگشت است (۳۲). سفره‌های آب زیرزمینی منبع اصلی تأمین آب شرب بیش از ۱/۵ میلیارد نفر در سرتاسر جهان به ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک مانند ایران است (۲۱). در حال حاضر حدود ۶۰ درصد آب آشامیدنی جهان و ۷۷/۸ درصد مصارف شرب در ایران از آب زیرزمینی تأمین می‌شود (۶ و۱۱). در سالیان اخیر مشخص شده است که کیفیت آب‌های زیرزمینی نیز به‌اندازه کمیت آن‌ها مهم است. امروزه آلودگی منابع آب زیرزمینی توسط آلاینده‌ها و به ویژه فلزات سنگین باعث کاهش کیفیت این منابع شده و حتی در برخی مناطق احتمال غیرقابل استفاده شدن آن‌ها را افزایش داده

۱، ۲، ۳ و ۴- کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشیاران و استادیار گروه محیط زیست، دانشگاه صنعتی اصفهان
(*- نویسنده مسئول: (Email: m.touzandejani91@gmail.com
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.53993

است. فلزات سنگین یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های زیست‌محیطی به شمار می‌آیند که در اثر فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و توسعه شهری میزان ورود آن‌ها به منابع آب رو به افزایش است(۳۲). در بین فلزات سنگین آرسنیک یک شبه‌فلز سمی و سرطان‌زاست که به‌طور گسترده در محیط‌زیست پراکنده‌شده است و رتبه بیستم فراوانی عناصر در پوسته زمین را با میانگین ۱/۸میلی‌گرم بر کیلوگرم را دارد (۱۶). آرسنیک در گروه اول ترکیبات سرطان‌زای موسسه بین‌المللی تحقیقات سرطان طبقه‌بندی شده است و از اثرات آن می‌توان به شاخی شدن پوست، سرطان کبد، پوست و مثانه، اختلالات روانی، آسیب به نورون‌های عصبی، فشار خون، پایین آمدن بهره هوشی و کاهش ایجاد گلبول‌های سفید و قرمز خون اشاره کرد (۱۹،۲۰). این عنصر در طبیعت به حالت‌های اکسایش As(V) (آرسنات) و As(III) (آرسنیت)دیده می‌شود (۹) که آرسنیت تقریباً ۶۰ بار سمی‌تر از آرسنات است(۱). آرسنیک از طریق فرآیندهای طبیعی و یا انسان زاد وارد محیط می‌شود. فعالیت‌های انسانی شامل دفن پسماندهای خطرناک صنعتی، ذوب و خالص کردن مواد معدنی دارای آرسنیک، احتراق ذغال سنگ، برداشت آب زیرزمینی و فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد (۲). آرسنیک معمولاً به همراه کادمیوم، سرب، روی و جیوه در طبیعت یافت می‌شود. این عناصر از طریق چرخه غذایی که مهم‌ترین آن‌ها، آب آلوده است وارد بدن شده و ایجاد مسمومیت شیمیایی می‌کند.

فازهای آرسنیک در خاک شامل آرسنیک محلول و آرسنیک موجود در فازهای تبادلی، کربناته، باند شده با اکسیدهای آهن و منگنز و مواد آلی است(۲۳). تحرک آرسنیک در فاز تبادلی بستگی به شوری، pH، بارهای سطحی خاک و حضور عناصری مانند آهن، منگنز، کلسیم و فسفات در خاک دارد که می‌تواند نقش تعیین کننده‌ای در تحرک آرسنیک و انتقال آن به آب‌های زیر زمینی داشته باشد(۳۹). برای مهار تحرک آرسنیک در خاک می‌توان از روش تثبیت استفاده کرد. در مبحث تثبیت آلاینده‌ها در خاک، غلظت کل آلاینده در خاک تغییر نمی‌کند، بله بخش پویای آلاینده کاهش می‌یابد. این تکنیک می‌تواند از آلودگی آب‌های زیرزمینی و ورود آلاینده‌ها به چرخه غذایی جلوگیری کند(۲۴).

سازمان بهداشت جهانی WHO[1] و آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا USEPA[2] حداکثر مجاز غلظت آرسنیک در آب آشامیدنی را ۱۰ میکروگرم بر لیتر مشخص کرده‌اند. بر پایه استاندارد ملی ایران نیز حد اکثر مجاز غلظت آرسنیک در آب آشامیدنی ۱۰ میکروگرم بر لیتر است (۲۹).

در ایران مواردی از آلودگی در استان‌های خراسان، کردستان، آذربایجان شرقی و غربی گزارش شده است و با پایش‌هایی که هرساله صورت می‌گیرد بر تعداد روستاها و مناطق آلوده به آرسنیک افزوده می‌شود(۲۹). تا کنون پژوهش‌های متعددی به منظور بررسی آلودگی‌های زیست محیطی فلزات سنگین به خصوص آرسنیک با استفاده از روش‌های زمین‌آماری انجام گرفته است. اردکانی و همکاران (۱۳۹۳) غلظت برخی از عناصر سنگین از جمله آرسنیک را در منابع آب زیرزمینی دشت رزن بررسی کرده و با استفاده از مدل‌های زمین‌آماری نقشه پهنه‌بندی عناصر مربوطه تهیه نمودند و نتایج آن‌ها نشان داد که میانگین غلظت عناصر مورد مطالعه کمتر از استانداردهای تعیین شده توسط WHO می‌باشد(۴). اصغری مقدم و همکاران (۱۳۹۳) طی پژوهشی وضعیت هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت خوی را از جنبه تعیین آلودگی آرسنیک مورد بررسی قراردادند. نتایج این مطالعه نشان داد مقادیر آرسنیک در برخی مناطق دارای غلظت بالاتر از حد استاندارد سازمان بهداشت جهانی برای آب شرب است. هم چنین مشخص گردید منشأ آرسنیک منطقه مورد مطالعه زمین‌زاد و مربوط به عوامل زمین‌شناسی، سنگ‌ها و رسوبات حاصل از فرسایش این سنگ‌هاست(۵). نتایج پژوهشی که به منظور بررسی غلظت تجمع یافته آرسنیک در آب چاه‌های خانگی کارولینای شمالی انجام یافت، نشان داد که از ۶۳۰۰۰ حلقه چاه بررسی شده غلظت آرسنیک در نمونه‌های ۱۴۶۳ چاه بیش از استاندارد EPA بوده است (۳۵). فرانسیسکا و همکاران (۲۰۰۹) در ارزیابی آرسنیک موجود در آب زیرزمینی از روش‌های زمین‌آمار برای تعیین توزیع مکانی آرسنیک استفاده کردند و نتیجه گرفتند که بیش از ۹۰ درصد منطقه از حد استاندارد آرسنیک تجاوز کرده است (۱۲). گارسیا و همکاران (۲۰۰۷) فاکتورهای مؤثر بر غلظت آرسنیک در آب زیرزمینی را مورد بررسی قرار دادند و دریافتند که بیش‌ترین غلظت در نواحی دیده می‌شود که سطح آب زیرزمینی بالاست(۱۳).

در بسیاری از مطالعات آلودگی‌های زیست‌محیطی نه‌تنها پهنه‌بندی غلظت آلاینده بلکه تهیه نقشه‌های احتمال بزرگ‌تر بودن مقادیر برآورد شده از حدود آستانه نیز حائز اهمیت است. پهنه‌بندی آلودگی‌های زیست‌محیطی اولین قدم در شناسایی گستره آلودگی‌ها به شمار می‌آید. نقشه‌های احتمال آلودگی قادر به نشان دادن خطر آلودگی با تقسیم‌بندی منطقه موردمطالعه بر اساس سطوح مختلف غلظت و یا به‌صورت مقادیر احتمال فزونی میزان آلاینده از حد آستانه معینی هستند. نقشه‌های اخیر نقش ارزنده‌ای در فرآیند تصمیم‌گیری ایفا می‌نمایند زیرا یک نقشه احتمال قادر به ارائه و انتقال عدم قطعیت موجود در تجزیه و تحلیل‌های آماری داده‌ها به فرد تصمیم‌گیرنده است (۲۷). همچنین نقشه‌های احتمال که بیان‌گر میزان ریسک آلودگی است را می‌توان به‌عنوان اطلاعات پایه جهت ارزیابی خطر آلودگی خاک، آب و دیگر اجزا اکوسیستم برای سلامت انسان و محیط‌زیست مورداستفاده قرارداد.

1- World Health Organisation
2-United State Environmental Protection Agency

در این راستا شاخه‌ای از علم آمار کاربردی، به نام زمین‌آمار وجود دارد که با استفاده از اطلاعات حاصله از نقاط نمونه‌برداری شده، قادر به ارائه مجموعه وسیعی از تخمینگرهای آماری به منظور برآورد خصوصیات مورد نظر در نقاطی که نمونه‌برداری نشده‌اند، می‌باشد (۲۸). زمین‌آمار ابزارهایی را برای بررسی و تبیین آماری داده‌های نقطه‌ای فراهم می‌کند. این ابزارها فنونی را برای تهیه پهنه از نقطه در اختیار قرار می‌دهد(۳۶).

با توجه به توسعه کاربری کشاورزی در منطقه مورد مطالعه، استفاده بیش از حد نهاده‌های کشاورزی توسط کشاورزان و عدم پایش عناصر تجمع یافته در منابع آب زیرزمینی دشت همدان – بهار، به منظور بررسی عوارض مخرب بر سلامت شهروندان، در این پژوهش نسبت به بررسی غلظت و تهیه نقشه‌های توزیع مکانی و احتمال آلودگی فلز آرسنیک در منابع آب زیرزمینی این منطقه اقدام گردید.

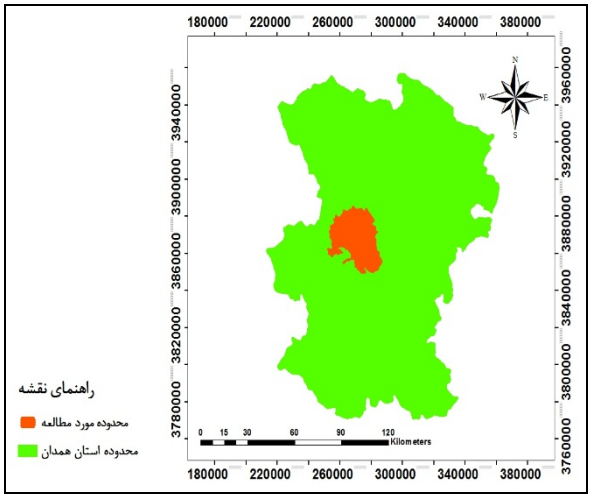
## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

استان همدان در قسمت شمال غربی کشور واقع شده و از چهار دشت همدان ـ بهار، کبودر آهنگ، رزن و قهاوند تشکیل یافته است. منطقه مورد مطالعه آبخوان دشت همدان ـ بهار می‌باشد که با وسعتی حدود ۸۰۰ کیلومتر مربع در دامنه شمالی ارتفاعات الوند بین طول شرقی ´۱۷، °۴۸ تا ´۳۳، °۴۸ و عرض شمالی ´۴۹، °۳۴ تا ´۰۲، °۳۵ قرارگرفته است. در این دشت بخش‌های مرکزی از شهرستان همدان و بخش‌های لاله‌جین، صالح‌آباد و شهرستان بهار واقع‌شده است. حدود ۳۷ درصد از جمعیت ۱/۷ میلیون نفری استان در این محدوده که ۱۲/۷ درصد از مساحت استان را دارا است، ساکن می باشند. این دشت بر اساس دیاگرام اقلیمی آمبرژه، در اقلیم نیمه خشک سرد قرار گرفته و دارای آب و هوای سرد کوهستانی می‌باشد(۳۳). تابستان‌ها معتدل و گرمترین ماه‌های سال آن، تیر و مرداد با حداکثر گرمای +۶/۳۹ درجه سانتیگراد و سردترین ماه‌ها دی و بهمن با حداقل درجه حرارت ۳۳- سانتیگراد است. رژیم بارندگی این منطقه از تیپ اقلیم مدیترانه‌ای است. متوسط آمار بارندگی سالانه در دوره آماری ۳۹ ساله بر اساس داده‌های ایستگاه باران سنجی همدان ۳۲۴/۳ میلی‌متر می‌باشد. حداقل بارش سال در اواخر خرداد و حداکثر آن در فروردین ماه به ثبت رسیده‌است(۳۰). این محدوده به دلیل اختلاف ارتفاع بین بهار و ارتفاعات الوند، منطقه‌ای بادخیز است.

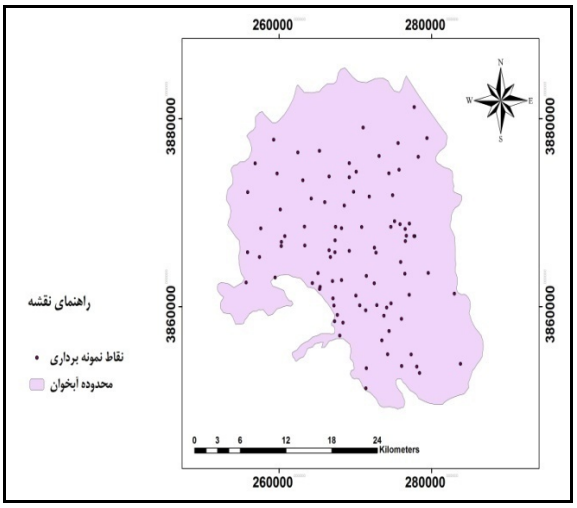
دشت همدان- بهار به‌عنوان یکی از دشت‌های ممنوعه و مسئله‌دار از نظر افت در سطح آب‌های زیرزمینی آن مطرح است. حساسیت ویژه این دشت در تأمین آب شرب، کشاورزی و صنعت شهر همدان و بهار و لزوم برداشت آب بیشتر در سال‌های آینده است.

از نظر زمین‌شناسی محدوده موردمطالعه جزء زون سنندج ـ سیرجان محسوب می‌گردد و علامت مشخصه آن باتولیت گرانیتی الوند است که هسته ارتفاعات جنوبی حوزه را تشکیل داده‌اند و در دامنه این ارتفاعات سنگ‌های دگرگونی در مقیاس وسیع وجود دارند(۱۸). خاک‌های منطقه، خاک‌های کم عمق تا نیمه عمیق سنگریزه‌دار سبک تا متوسط همراه با تجمع مقداری مواد آهکی می‌باشد. بافت خاک منطقه مورد مطالعه به طور عمده لومی رسی و لومی است(۳۸). کاربری عمده این منطقه کشاورزی می‌باشد و محصولات غالب آن شامل سیب‌زمینی، یونجه، گندم و جو است. شکل ۱ موقعیت دشت همدان ـ بهار را نسبت به استان همدان نشان می‌دهد.



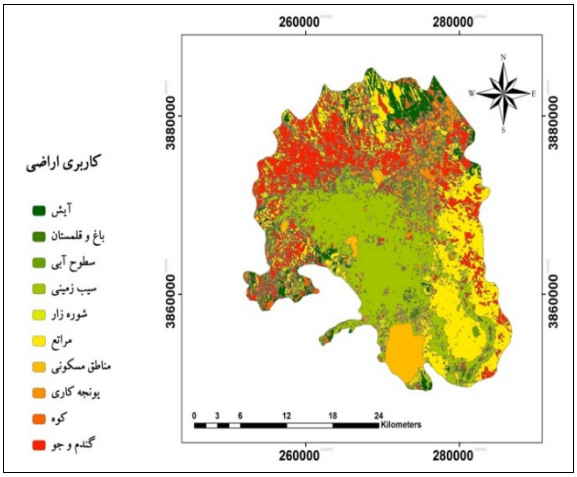

**شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در استان همدان**

**Figure 1- Location of the study area in the Hamedan province**




**شکل۲- موقعیت نقاط نمونه‌برداری در منطقه مورد مطالعه**

**Figure 2- Location of sampling points in the study area**




**شکل ۳- نقشه کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه**

**Figure 3- land use map of study area**

در شکل ۳ نیز کاربری‌های مختلفی که در محدوده مورد مطالعه وجود دارند مشخص گردیده است. جهت تعیین کیفیت آب زیرزمینی دشت همدان - بهار از جنبه آلودگی به آرسنیک، تعداد ۹۴ نمونه آب زیرزمینی از چاه‌های موجود در منطقه مورد مطالعه مورد بررسی قرار گرفت و غلظت آرسنیک نمونه‌ها به روش طیف سنج جذب اتمی مدل GFAAS تعیین شد. موقعیت قرار گیری نقاط نمونه‌برداری در منطقه مورد مطالعه در شکل ۲ نشان داده شده است.

## روش‌های میانیابی

روش‌های مختلفی برای تخمین و پهنه‌بندی وجود دارد که شامل دو دسته هستند، روش‌های کلاسیک (تخمینگرهای چندضلعی‌تیسن[1] و تخمین‌گرمثلثی[2]) و روش‌های زمین‌آمار، شامل تخمین‌گرهای غیر پارامتریک (IDW, Spline, RBF) و تخمین‌گرهای آمار پارامتریک (کریجینگ[3] و کوکریجینگ[4]) هستند (۲۶).

روش‌های کلاسیک روش‌هایی هستند که از آمار کلاسیک برای تخمین استفاده می‌کنند؛ درصورتی‌که در روش‌های زمین‌آماری، تخمین بر اساس ساختار فضایی موجود در محیط مورد نظر صورت می‌گیرد. روش‌های میانیابی زمین‌آماری کمیت همبستگی مکانی نقاط نمونه‌برداری شده را مدنظر قرارداده و تخمین را بر اساس موقعیت قرارگیری مکان نمونه‌های اندازه‌گیری نشده انجام می‌دهد (۱۵). در

1- Theissen Polygons

2- Tringulation
3-Kriging
4-Cokriging

زیر چند روش عمده تخمین معرفی می‌گردد.

### الف) روش کریجینگ

به‌طورکلی کریجینگ نامی تعمیم‌یافته است که به کلیه روش‌های آماری تخمین و برآورد متغیر ناحیه‌ای اطلاق می‌گردد. هدف اصلی کریجینگ یافتن اوزان آماری مشاهدات و نمونه‌هاست به‌گونه‌ای که علاوه بر ناریب بودن تخمین، واریانس تخمین نیز حداقل گردد. به همین دلیل کریجینگ را در بعضی موارد بهترین تخمین‌گر خطی ناریب می‌گویند (۱۷،۲۶).

ازنظر منطق محاسبات، دو روش کریجینگ وجود دارد: روش خطی و روش غیرخطی. در روش خطی فرض بر این است که توزیع عیار ماده معدنی تابعی نرمال به دست دهد و در حالت غیرخطی این توزیع می‌تواند غیر نرمال باشد. انواع روش‌های خطی همچون کریجینگ معمولی، کریجینگ ساده و از انواع روش‌های غیرخطی می‌توان به کریجینگ ناپیوسته، کریجینگ شاخص و احتمال اشاره کرد (۲۶).

### ب) روش معکوس فاصله وزنی[1]

روش معکوس وزنی فاصله یکی از روش‌هایی است که در مطالعات جغرافیایی از آن زیاد استفاده می‌شود. فرض اساسی این روش بر آن است که با افزایش فاصله، میزان تأثیر پارامترها در برآورد سطح کاهش می‌یابد. در این روش برای پیش‌بینی در مکان‌هایی که داده‌های آن‌ها اندازه‌گیری نشده است از مقادیر اندازه‌گیری شده پیرامون محل استفاده می‌شود. در پیش‌بینی، عامل وزن بر اساس فاصله نقاط از یکدیگر تعیین می‌شود. به نقاط نزدیک محل نمونه وزن بیشتر و به نقاط دورتر وزن کمتر اختصاص می‌یابد. با استفاده از معادله ۱ می‌توان مقادیر مربوط به نقاط مختلف را به دست آورد.

$$Z = \frac{\sum_{i=1}^{N} \frac{Z_i}{d_i^m}}{\sum_{i=1}^{N} \frac{1}{d_i^m}} \qquad (۱)$$

که در آن $Z_i$ مقادیر نمونه، $d_i$ فاصله اقلیدسی هر مکان تا محل نمونه، m عامل توان (اصطکاک فاصله) و n تعداد نقاط نمونه است. نسبت کاهش وزن بستگی به مقدار m دارد. اگر m=0 در نظر گرفته شود در این صورت کاهش در وزن با فاصله ایجاد نمی‌شود. بنابراین وزن در سطح فضا برابر فرض می‌شود. با افزایش مقدار m وزن برای نقاط دورتر با سرعت بیشتر کاهش می‌یابد. اگر مقدار m خیلی بزرگ باشد تنها نقاط مشاهده در پیش‌بینی تأثیر خواهد داشت. در مطالعات معمولاً این مقدار برابر ۲ در نظر گرفته می‌شود ولی الزامی نیست، بلکه متناسب با نیاز و ماهیت اطلاعات و تغییرات فضایی آن باید مقدار m تعیین شود (۱۰).

### ج) روش توابع پایه شعاعی[2]

این روش‌ها یکسری از تکنیک‌های دقیق درون‌یابی هستند که ۵ تابع پایه متفاوت دارند. هر تابع پایه یک شکل متفاوت و نتایج درون‌یابی سطحی اندکی تفاوت دارند.

روش‌های توابع پایه شعاعی شکلی از شبکه عصبی مصنوعی هستند و قادرند مقادیر بیش از ماکزیمم و کمتر از مینیمم اندازه‌گیری شده را تخمین بزنند درحالی‌که روش معکوس وزنی فاصله هرگز مقادیر بالای ماکزیمم اندازه‌گیری شده یا پایین‌تر از حداقل اندازه‌گیری شده را تخمین نمی‌زند (۳). معادله روش تابع پایه شعاعی به‌صورت زیر است:

$$Z_* = Mean \sum_{i=1}^{N} W_i \times \Phi_i \qquad (۲)$$

$\Phi$ = مقدار ارزش متغیر در نقطه i ام

$W_i$ = وزن نمونه در نقطه i ام

$Z_*$= مقدار برآورد شده برای هر نقطه

### معیار ارزیابی

به منظور مقایسه روش‌های به‌کار برده شده در این تحقیق و انتخاب مناسب‌ترین روش زمین‌آمار، از تکنیک اعتبار متقابل (Cross Validation) استفاده شده است. در این روش، در هر مرحله یک نقطه مشاهده‌ای حذف شده و با استفاده از بقیه نقاط مشاهده‌ای، آن نقطه برآورد می‌شود. این کار برای کلیه نقاط مشاهده‌ای تکرار می‌شود، به طوری‌که در نهایت به تعداد نقاط مشاهده‌ای، مقادیر برآوردی وجود خواهد داشت. هم‌چنین با استفاده از مدل‌های به دست آمده، در تعدادی از نقاطی که اندازه‌گیری وجود داشت، مقادیر تخمینی محاسبه گردید(۱۴).

معیارهای مختلفی نیز برای ارزیابی کارایی روش‌های میان‌یابی وجود دارد، که می‌توان به میانگین خطای اریب یا انحراف(MBE[3])، میانگین خطای مطلق (MAE[4]) و جذر میانگین مربعات خطا (RMSE[5]) اشاره کرد. معادلات مربوطه به قرار زیر هستند:

$$RMSE = \left[\frac{1}{n}\sum\left(z^*(x_i) - z(x_i)\right)^2\right]^{1/2} \qquad (۳)$$

$$MAE = \frac{1}{N}\left|Z^*(x_i) - (x_i)\right| \qquad (۴)$$

1 -Inverse Distance Square Weighted (IDW)

2 - Radial Basic Function (RBF)
3- Mean Bias Error
4- Mean Absolute Error
5- Root Mean Squared Error

$$MBE = \frac{1}{N}[Z^*(x_i) - Z(x_i)] \quad (۵)$$

RMSE جذر میانگین مربعات خطای تخمین می‌باشد و بیانگر این است که مقادیر پیش‌بینی‌شده چقدر از مقادیر مشاهده‌شده انحراف دارد. حد پایین RMSE صفر است. MAE میانگین مطلق خطای تخمین بوده و معرف دقت روش و مقدار متوسط خطا است که هرچه به صفر نزدیک باشد بهتر است. MBE میانگین انحراف از خطا و نشان‌دهنده میزان انحراف از نتایج به‌دست‌آمده است.

$Z(x_i)$ و $z^*(x_i)$ به ترتیب، مقدار مشاهده‌شده و مقدار برآورد شده و N تعداد نمونه‌ها است.

قبل از انجام میانیابی عناصر ابتدا باید آنالیز همبستگی مکانی موردبررسی قرار گیرد. تجزیه و تحلیل ساختار تغییرات مکانی با استفاده از تغییر نما صورت می‌گیرد. تغییر نما یا واریوگرام تغییرات فاصله‌ای یا ساختار تغییرپذیری یک متغیر خاص را نشان می‌دهد و از ابزارهای اساسی زمین‌آمار جهت بررسی تغییرات مکانی خصوصیات آب است. در واقع تغییر نما (واریوگرام) میانگین مربعات تفاضل دو مقدار را به‌عنوان تابعی از نمو فاصله بین آن‌ها نشان می‌دهد. تغییر نما پایه بسیاری از محاسبات زمین‌آماری است.

جهت انجام پهنه‌بندی، مدل‌های مختلف تغییر نما و روش‌های مختلف زمین‌آمار به کار گرفته‌شده و بهترین مدل تغییر نما و مناسب‌ترین روش درون‌یابی، که کمترین خطای تخمین و خطای قدر مطلق میانگین (MAE) و خطای انحراف میانگین (MBE) را ایجاد نماید، انتخاب و میانیابی نهایی با استفاده از آن‌ها صورت گرفت. همچنین برای بیان استحکام ساختار فضایی یک متغیر از نسبت $C/C_0$ استفاده شد که برابر است با نسبت بزرگی مؤلفه ساختار دار به مؤلفه بدون ساختار واریوگرام که هرچه این مقدار از ۰/۵ بیشتر باشد نشان‌دهنده بزرگی مؤلفه ساختار دار و وجود ساختار فضایی قوی است. نسبت دیگری نیز بدین منظور وجود دارد و آن نسبت اثر قطعه‌ای به سقف $(C_0/(C+C_0))$ است و درواقع معرف آن است که چه مقدار از کل تغییرپذیری را اثر قطعه‌ای توجیه می‌کند. نسبت اثر قطعه‌ای به سقف می‌تواند به‌عنوان معیاری برای طبقه‌بندی وابستگی مکانی باشد. ضرایب ۰/۲۵ و ۰/۷۵ دو آستانه برای شدت نسبی وابستگی مکانی است. متغیری با ضریب کمتر از ۰/۲۵ نشان‌دهنده وابستگی مکانی قوی است. متغیری با ضریب بین ۰/۲۵ تا ۰/۷۵ وابستگی‌مکانی متوسط و ضریب بزرگ‌تر از ۰/۷۵ وابستگی مکانی ضعیفی را نشان می‌دهد (۳۴).

### تهیه نقشه احتمال آلودگی آرسنیک در آب زیرزمینی

برای تهیه نقشه احتمال آلودگی باید حدود غلظت آستانه یا بحرانی را برای عنصر موردنظر تعیین کرد. در بین روش‌های زمین‌آماری، کریجینگ شاخص، کریجینگ احتمال و کریجینگ گسسته، از روش‌های کریجینگ غیرخطی هستند که برای مدل‌سازی تابع توزیع تجمعی شرطی[1] (CCDF) غلظت آلاینده‌ها در نقاط نمونه‌برداری نشده به کار می‌روند (۲۵). با توجه به CCDF در یک مکان معلوم می‌توان احتمال این‌که غلظت یک عنصر سنگین از یک آستانه مشخص بیشتر باشد را محاسبه نمود. در این مطالعه جهت تهیه نقشه احتمال آلودگی آب زیرزمینی از روش کریجینگ شاخص استفاده گردید.

برای سهولت تفسیر نقشه‌های احتمال آلودگی و با در نظر گرفتن احتمال ۵۰ درصد به‌عنوان حد قابل‌قبول ریسک، نقشه‌ها به سه طبقه زیر تقسیم شدند(۲۲).

۰–۵۰ درصد خطر ریسک آلودگی کم

۵۰–۷۵ درصد خطر ریسک آلودگی متوسط

۷۵–۱۰۰ درصد خطر ریسک آلودگی زیاد

## نتایج و بحث

### آنالیز آماری داده‌ها

پارامترهای توصیفی در سه دسته شامل شاخص‌های موقعیت، شاخص‌های پراکنش و شاخص‌های شکل بررسی شدند. شاخص موقعیت، آماره‌های میانگین و میانه را دربر می‌گیرد و محل قرارگیری مرکزیت یا نقطه ثقل داده را نشان می‌دهند. از شاخص‌های پراکنش انحراف معیار بررسی شد که این شاخص جهت توصیف تغییرات مقادیر داده‌ها به کار گرفته می‌شود. آماره‌های ضریب چولگی و ضریب تغییرات نیز بیان‌گر شکل توزیع داده‌ها هستند.

توصیف آماری غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب زیرزمینی در جدول ۱ نشان داده‌شده است. دامنه غلظت آرسنیک در منطقه بین ۰/۵–۷۹ میکروگرم بر لیتر است و ضریب تغییرات آن نیز بالا است. میانگین غلظت نیز ۱۲/۴ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. این در حالی است که حد آستانه آرسنیک در آب که توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO) تعیین‌شده، ۱۰ میکروگرم بر لیتر است (۴۱). بنابراین میانگین آرسنیک در منطقه فراتر از حدود استاندارد جهانی است. ضریب تغییرات بالا و چولگی مثبت بالا (۳/۱۱) حاکی از آن است که میانگین نمی‌تواند معرف خوبی برای غلظت آرسنیک منطقه باشد. یکی از دغدغه‌های کارشناسان در مراحل اولیه تجزیه و تحلیل‌های آماری داده‌ها، تعیین تبعیت آن‌ها از توزیع نرمال است. اکثر روش‌های زمین‌آمار مستلزم داشتن جامعه‌ای با توزیع نرمال است. در این مطالعه برای بررسی توزیع و تست نرمال بودن در سطح اطمینان ۹۵ درصد،

1- Conditional Cumulative Distribution Function (CCDF)

از آنالیز کولموگروف اسمیرنوف و هیستوگرام داده‌ها استفاده شد. نتایج نشان داد که غلظت آرسنیک در آب‌های زیرزمینی منطقه فاقد توزیع نرمال می‌باشد.

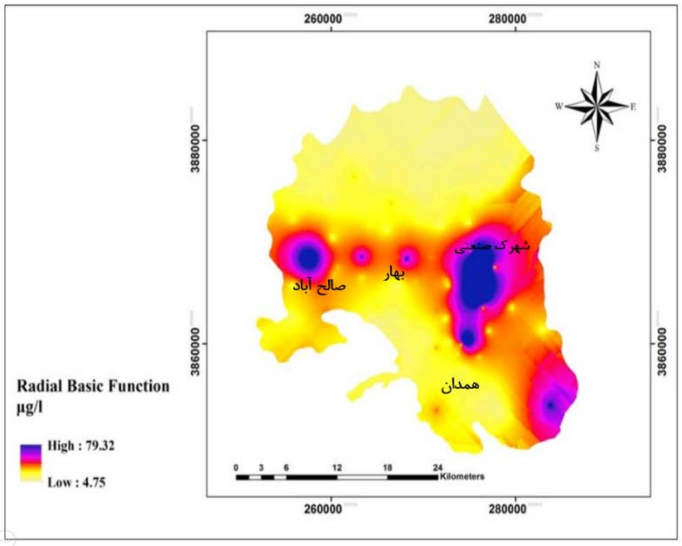
**جدول ۱- آمار توصیفی غلظت آرسنیک در آب زیرزمینی**

**Table 1. Descriptive statistics of arsenic concentrations in groundwater**

| متغیر Variable | مینیمم Minimum | ماکزیمم Maximum | میانگین Mean | انحراف معیار StDev | ضریب تغییرات CV | چولگی Skewness |
|---|---|---|---|---|---|---|
| آرسنیک (µg/L) Arsenic | 5 | 79.5 | 12.4 | 15.56 | 125.5 | 3.11 |

## تعیین توزیع مکانی آرسنیک آب زیرزمینی

مقادیر غلظت آرسنیک آب زیرزمینی حتی با تبدیل لگاریتمی و تبدیل قوی‌تر باکس-کاکس نیز نتوانست از توزیع نرمال تبعیت نماید. همچنین آنالیز همبستگی مکانی نشان داد که غلظت آرسنیک در آب زیرزمینی فاقد وابستگی مکانی قوی است. بنابراین برای پهنه‌بندی این متغیر از بین روش‌های ناپارامتریک، از توابع پایه شعاعی (RBF) با مدل Multiquadric استفاده شد (شکل ۶). این روش برای آرسنیک آب زیرزمینی دارای کمترین مقدارMAE و MBE بود.




**شکل ٦- نقشه توزیع مکانی آرسنیک در آب زیرزمینی منطقه موردمطالعه به روش RBF**

**Figure 6- The spatial distribution map of arsenic in groundwater by RBF method**

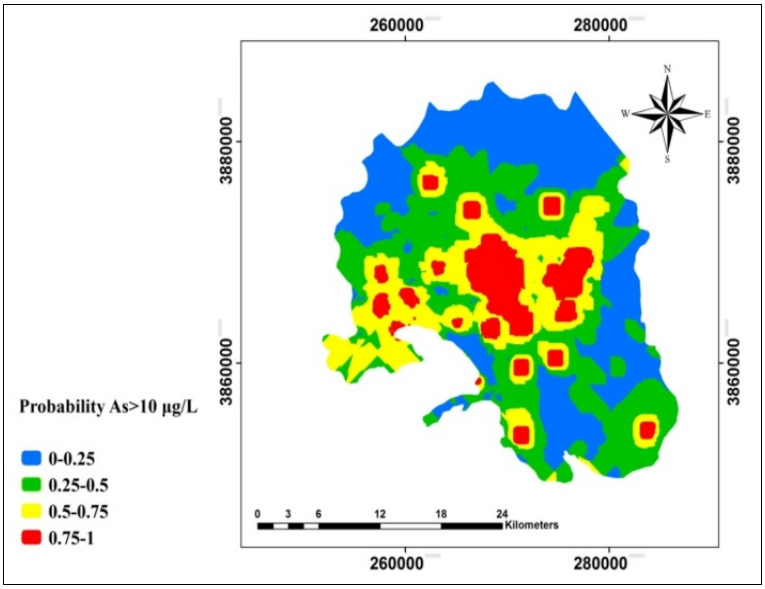
بیشترین غلظت و تمرکز آرسنیک در محل شهرک صنعتی واقع در شمال همدان (در مسیر همدان ـ تهران) و بخش‌های جنوبی آن وجود داشت. به‌طورکلی غلظت‌های بیش از حد آرسنیک در سه منطقه قابل مشاهده است. منطقه اول که در آن غلظت آرسنیک اندازه‌گیری شده بیش از ۵۰ میکروگرم بر لیتر بود، محدوده‌ای بین شهر همدان و شهرک صنعتی جاده تهران است و بیشترین میزان ناهنجاری اندازه-گیری شده (۷۹/۵ میکروگرم بر لیتر) نیز در همین ناحیه قرار دارد. منطقه بعدی که غلظت آرسنیک اندازه‌گیری شده در آن بالاست در حومه شهر صالح‌آباد است. در این مناطق سطح آب زیرزمینی بالا و حدود ۱۰ متر است و آلاینده‌ها راحت‌تر می‌توانند به آب زیرزمینی نفوذ کنند. گارسیا و همکاران (۲۰۰۷) در بررسی فاکتورهای مؤثر بر غلظت آرسنیک در آب‌های زیرزمینی دشت پامپین آرژانتین دریافتند که بیشترین غلظت در نواحی دیده می‌شود که سطح آب زیرزمینی بالاست و کمترین غلظت آرسنیک نیز در نواحی با عمق زیاد دیده می‌شود (۱۳). علاوه بر این، مطالعات قبلی صورت گرفته بر روی خاک‌های این منطقه نشان می‌دهد که در این نواحی میزان مواد آلی و pH خاک سطحی نیز پایین است. بنابراین قدرت جذب فلزات سنگین در خاک کاهش‌یافته و آرسنیک وارد محلول خاک شده و به آب زیرزمینی نفوذ پیداکرده است (۳۷). فرانسیسکا و همکاران (۲۰۰۹) نیز در ارزیابی آرسنیک موجود در آب زیرزمینی از روش‌های زمین‌آمار برای تعیین توزیع مکانی آرسنیک استفاده کردند و به این نتیجه رسیدند که دشت پامپین در ایالت کوردوبا بیشترین غلظت آرسنیک را

در آب زیرزمینی دارا است و بیش از ۹۰ درصد منطقه از حد آستانه مربوط به آرسنیک (۱۰ میکروگرم بر لیتر) تجاوز کرده است. در این قسمت‌ها خاک فاقد توانایی جذب فلزات سنگین بود بنابراین آرسنیک از خاک شسته و وارد آب زیرزمینی شده است(۱۲). منطقه سوم نیز، محدوده‌ای بین شهر بهار و لاله‌جین می‌باشد که غلظت بالای آرسنیک در نمونه‌های برداشت شده دیده شده است.

## نقشه پهنه‌بندی احتمال آلودگی آرسنیک در آب زیرزمینی

یکی از روش‌های تعیین خصوصیات مکانی آرسنیک در آب زیرزمینی، تهیه نقشه‌های احتمال تجاوز از حد آستانه تعیین‌شده برای آب زیرزمینی (۱۰ میکروگرم بر لیتر) است. چنین نقشه‌هایی را با استفاده از کریجینگ شاخص می‌توان تهیه نمود.

همان‌طور که در شکل۷ مشاهده می‌شود مناطقی که در آن احتمال آلودگی آرسنیک در آب زیرزمینی بالاست با رنگ قرمز نمایش داده‌شده است. این مناطق به‌صورت لکه‌هایی در سطح آبخوان پراکنده‌شده‌اند که بیشترین تمرکز آن در مرکز آبخوان است. احتمال آلودگی در حدود ۶۷ درصد آبخوان کمتر از ۵۰ درصد است. درحالی‌که ۲۱/۲ درصد سطح آبخوان دارای آلودگی متوسط و ۱۰/۹ درصد سطح آبخوان دارای احتمال آلودگی زیاد است. ازجمله این مناطق می‌توان به نواحی جنوبی شهرستان صالح‌آباد، محدوده بین روستای امزاجرد و شهرک صنعتی بوعلی و روستاهای گنج تپه و یگانه اشاره کرد. روی هم‌گذاری نقشه احتمال آلودگی آب زیرزمینی با نقشه کاربری زمین نشان می‌دهد، مناطقی که دارای احتمال آلودگی زیاد هستند و غلظت آرسنیک در آن از حدود آستانه تجاوز کرده است بیشتر با کاربری کشاورزی و به‌خصوص اراضی گندم و سیب‌زمینی هم‌خوانی دارد. اراضی سیب‌زمینی بیشترین میزان مصرف کود را در بین سایر محصولات زراعی منطقه به خود اختصاص داده است. در این اراضی سالانه حدود ۱۶۲۸۴ کیلوگرم در هکتار در سال کود شیمیایی و مرغی مصرف می‌شود که کود مرغی با ۱۴۷۹۰ کیلوگرم در هکتار در سال بیشترین میزان را در بین سایر کودها از جمله کودهای شیمیایی اوره، فسفات و پتاس دارا می‌باشد. تحقیقات نشان داده است که کودهای مرغی دارای میزان آرسنیک قابل توجهی نسبت به سایر کودها می‌باشد. از طرفی مصرف زیاد کودهای شیمیایی و مرغی و هم‌چنین آفت‌کش‌ها همراه با این محصولات، معضل اصلی را برای منطقه به وجود آورده است و فروشویی کودها و آفت‌کش‌ها همراه با آبیاری باعث آلودگی آب زیرزمینی شده است. علاوه براین به منظور تعیین نقش ارتفاع دشت با میزان آلودگی آب زیرزمینی به آرسنیک، نقشه مدل رقومی ارتفاع (DEM) منطقه نیز مورد بررسی قرار گرفت. بررسی‌ها نشان داد که بین میزان آلودگی آب زیرزمینی و ارتفاع دشت در نقاط مختلف ارتباط معنی‌داری وجود ندارد. همچنین با توجه به تحلیل‌ها و بررسی‌های به عمل آمده بر روی سازندها و نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه، مشخص گردید که منابع آب زیرزمینی که در واحدهای دگرگونی قرار دارند، از مقادیر بالای آرسنیک برخوردار می‌باشند. بنابراین به نظر می‌رسد که علاوه بر تاثیر فعالیت‌های انسانی، آلودگی آب زیرزمینی به آرسنیک در محدوده این دشت دارای منشأ طبیعی نیز می‌باشد.




**شکل ۷- نقشه احتمال آلودگی آب زیرزمینی و افزایش غلظت آرسنیک از حد آستانه ۱۰ میکروگرم بر لیتر**

**Figure 7- contamination Map and The probability of increasing arsenic concentrations of than the threshold of 10 µg/L**

بامری نیز در سال ۱۳۹۴ با استفاده از روش کریجینگ شاخص، میزان آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت بجستان را جهت مصارف کشاورزی مورد ارزیابی قرارداد. نتایج تحقیقات آن‌ها نشان داد که مصرف کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها عامل اصلی محدود کننده در کیفیت آب زیرزمینی می‌باشد (۸).

## نتیجه‌گیری کلی

نتایج مطالعه حاضر نشان داد که میانگین غلظت آرسنیک در آب زیرزمینی دشت همدان – بهار از رهنمود WHO و سازمان حفاظت محیط زیست ایران بیشتر می‌باشد. غلظت فلزات سنگین در منابع آب زیرزمینی به عوامل مختلفی از جمله نوع، میزان و زمان کود دهی، شرایط اقلیمی منطقه، سطح سفره‌های آب زیرزمینی و زمین‌شناسی منطقه بستگی دارد.

با توجه به استقرار صنایع آلاینده و همچنین ساختار زمین‌شناسی منطقه که در آن به طور طبیعی غلظت آرسنیک بالاست و با توجه به کشت سیب‌زمینی و سایر محصولات زراعی در منطقه و استفاده بی‌رویه از آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی در بخش کشاورزی، امکان افزایش غلظت آرسنیک در اراضی کشاورزی و به تبع آن منابع آب زیرزمینی به واسطه نفوذ نزولات جوی و آبیاری اراضی وجود دارد. به عبارتی بارندگی‌هایی که در این منطقه به وقع می‌پیوندد، موجب انحلال عناصر موجود در سنگ‌ها و کانی‌های حوزه و ورود عناصر به منابع آب زیرزمینی می‌شود. در نتیجه آلودگی این منابع قابل پیش-بینی بوده و لزوم تمهیداتی در این موارد ضروری به نظر می‌رسد.

اثرات فعالیت‌های زراعی بر کیفیت آب‌های زیرزمینی دشت همدان ـ بهار به این دلیل اهمیت می‌یابد که آب زیرزمینی تنها منبع آب قابل شرب برای کشاورزان ساکن در مزارع پراکنده در دشت است.

## تشکر و قدردانی

بدین وسیله از سازمان کل حفاظت محیط زیست به خاطر همکاری در اجرایی شدن این تحقیق تشکر و قدردانی می‌گردد.

## منابع

1- Akter A., Ali M.H. 2011. Arsenic contamination in groundwater and its proposed remedial Measures, International Journal of Environmental Science and Technology, 8:433-443.
2-Appelo T. 2006. Arsenic in Groundwater -World Problem. Seminar Utrecht, Netherlands National Committee of the IAH.
3-Arc GIS (version 9.3) help, geostatistical analyst
4-Ardakani S., Jamali M., Maanijou M. 2015. Evaluation of As, Zn, Cr and Mn concentrations in groundwater resources of Razan plain and preparing the zoning map Using geographic information systems, Journal of Environmental Science and Technology, 16(2): 25-38. (in Persian with English abstract)
5-Asghari Moghadam A., Jalali L. 2015. Study of arsenic anomaly and its possible source in groundwater of Khooi plain, Journal of Earth Sciences, 94: 154-147. (in Persian).
6-Asgari K.A., Moazede H. and Qorbanizade H. 2011. Nitrate contamination modeling in zayandehrood groundwater using artificial neural networks, the first international conference on plants, water, soil and air modeling, the International Center for Advanced Science and Technology and Environmental Science, Shahid Bahonar University of Kerman. (in Persian).
7-Bagheri M. 2000. Effects of effluent irrigation systems in some physical, chemical properties and soil pollution for several crop under cultivation (Dissertation for MSe degree of Water Resources) Faculty of Agriculture, Isfahan Industrial University, 156. (in Persian).
8-Bameri A., Piri H., Ganji F. 2015. Assessment of Groundwater Pollution in Bajestan Plains for Agricultural Purposes Using Indicator Kriging, Journal of Water and Soil Conservation, 22(1). (in Persian with English abstract)
9-Bissen M., Frimmel F. H. 2003. Arsenic- a Review, part I: Occurrence, Toxicity, Speciation, Mobality, Acta hydrochim, Hydrobiol, 31(1): 9–18.
10-Faraji H., Azizi Q. 2007. The accuracy of spatial interpolation methods Case Study Mashhad Kardeh areas rainfall modeling, geographical research, 58: 15-1. (in Persian).
11-Fatehi M., Semiromi M. and Mirnia S. 2012. groundwater resources Management using a numerical model (Case study: Grbaygan plain in Fars province), Iran Water Resources Management Conference 4th, May 2012, Amirkabir University of Technology, Tehran. (in Persian).
12-Francisca F. M., Carro, M. E. 2009. Assessment of natural in groundwater in Cordoba Province, Argentina, Environmental Geochemistry and Health, 31: 673-682.
13-Garcia M.G., Sracek O., Fernandez D.S., Hidalgo M. 2007. Factors affecting arsenic concentration in groundwaters from Northwestern Chaco-Pampean Plain, Argentina, Environ Geol, 52: 1261-1275.
14-Golmohammadi G., Maroofi S., Mohammadi K. 2009. Runoff Coefficient Regionalization of the Hamedan province using geostatistical methods and GIS, Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, 46: 514-501. (in Persian).

15-Habashi H., Hoseini S M., Shatayi S. and Mohammadi J. 2006. Evaluation of the accuracy of the interpolation method to estimate the total nitrogen in the soil using GIS, Geomatics Conference. (in Persian).
16-Hakan, A., Turan, N. A. 2015. Estimation of spatial distribution of heavy metals in groundwater using interpolation methods and multivariate statistical techniques; its suitability for drinking and irrigation, Environmental Monitoring and Assessment, 187: 1-13.
17-HasaniPak A., Sharafaldin M. 2002. Exploratory data analysis, Tehran University Press, second edition, page 987. (in Persian).
18-http://www.hmrw.ir
19-Hudson-Edwards K. A., Jamieson H. E., Charnock J. M., Macklin M.G. 2005. Arsenic speciation in waters and sediments of ephemeral floodplain pools, ríos Agrio-Guadiamar, Aznalcóllar, Spain Chem Geol, 219(1-4):175-192.
20-International Agency for Research on Cancer (IRAC), Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to human.Vol.1 World Health Organization, 1987.
21-Kardovani P. 2004. Groundwater and surface water issues and exploit them. Resources and Water Issues in Iran, University of Tehran Press, vol.1.(in Persian)
22-Khodakarami L. 2009. Agricultural non-point sources of pollution assessment using GIS and RS, Faculty of Agriculture, Isfahan Industrial University. (in Persian)
23-Kim J.Y., Davis A.P., Kim K.W. 2003. Stabilization of available arsenic in highly contaminated mine tailings using iron. Journal of Environmental Science and Technology, 37: 189-195.
24-Kumpiene J., Ore S., Renella G., Mench M., Lagerkvist A., Maurice C. 2006. Assessment of zerovalent iron for stabilization of chromium, copper, and arsenic in soil. Environmental Pollution. 144: 62-69.
25-Lark R.M., Ferguson R.B. 2004. Mapping risk of soil nutrient deficiency or excess by disjunctive and indicator kriging, Geoderma, 118: 39-53.
26-Mohammadi J. 2007. Pedometer. Volume II, spatial statistics, published by the Pelk, First Edition, 453 pages. (in Persian)
27-Mohammadi J. 2003. Zoning and assessment of soil pollution using fuzzy set theory . fuzzy collections and its Applications Conference, 139-133. (in Persian)
28-Mohammadi J. 2001. An overview of the fundamentals of geo-static and Its Application in Soil, Journal of Soil and Water, 15(1): 99-121. ( in Persian)
29-Nazari Y., Abasnejad A. 2015. Source determination and distribution of arsenic in Rhine Plain groundwater (south-east of Kerman) using statistical techniques, Journal of Earth Sciences, 94: 128-117. (in Persian)
30-Nozari H., Zali A. 2013. Studing the status of the groundwater aquifer withdrawals from Hamadan-Bahar basin, Journal of Soil and Water Science, 23(4): 277-290. (in Persian with English abstrct).
31-Rajaei Q, Pourkhabbaz A. R, Hesari Motlagh S. 2012. Assessment of Heavy Metals Health Risk of Groundwater in Ali Abad Katoul Plian, ournal of North Khorasan University of Medical Sciences, Summer 2012; 4(2): 163. (in Persian with English abstrct).
32-Rahnama S, Khaledian M. R., Shahnazari A., Forghani A. A. 2011. geostatistically based evaluation of heavy metals concentration in groundwater resources of Central Guilan. Proceedings of the 4th Iran Water Resources Management Conference 2011; 12 .( in Persian)
33-Rahmani A., Sedehi M. 2004. Prediction of changes in Hamedan - Bahar groundwater level Hamedan using time series model, Journal of Water and Wastewater, 51: 42-49. (in Persian with English abstrct).
34-Rodriguez Martin J. A., Arias M. L., Grau J. M. 2006. Heavy metals contents in agriculcural top soils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geostatistical methods to study spatial variations, Environmental Pollution, 144: 1001-1012.
35-Sanders A.P., Messier K. P., Shehee M., Rudo K., Serre M.L., Fry R.C. 2012. Arsenic in North Carolina (Public Health Implications), Environment International, (38): 10-16.
36-Saberi N., Mahini A., Mirkarimi H., Abdi O. 2010. The use of geostatistics in study of nitrate and phosphate contamination of drinking water, East region Gorgan, Journal of Geography and Urban Planning, 6: 65-71. ( in Persian)
37-Shahbazi A. 2012. Impact assessment of agricultural activities on heavy metals accumulation in Hamedan province soils. (in Persian with English abstract).
38-Soil contaminants Atlas of Hamedan province, Basic Studies, 2009. Faculty of Natural Resources, University of Technology.
39-Sparks D. L. 2003. Environmental soil chemistry. Access Online via Elsevier.
40-Torabi S. 2012. Avian and bovine fertilizing effects of poultry and cow manure on the concentration of zinc, cadmium and arsenic in two different varieties of wheat in terms of performance. Master's thesis of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Technology. (in Persian with English abstract).
41-World Health Organization (WHO). 1998. Guidelines for Drinking-Water Quality, 2nd edn, Geneva, World Health Organization.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 874-885

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۸۵-۸۷۴

# Assessment of Arsenic Contamination Probability of Groundwater in Hamedan-Bahar Basin Using Geostatistical Methods

**M. Touzandejani[1] – A. Soffianian[2] – N. Mirghaffari[3] – M. Soleimani[4]**

Received: 16-05-2016
Accepted: 15-03-2017

**Introduction:** All living organisms, such as plants, animals and humans depends on the water and life may exist in a place where water is available. Groundwater is the main source of drinking water for more than 5.1 billion people around the world, especially in arid and semi- arid regions such as Iran. Currently, groundwater provided about 60 percent of the worlds drinking water and 77.8 percent of the Iran's drinking water. In recent years, it has been found that groundwater quality is also important as much as its quantity. Nowadays, pollution of groundwater resources from pollutants, especially heavy metals reduces the quality of these resources. Heavy metals are one of the most important environmental pollutant that its entering into the water is raised by agricultural activities, industrial and urban development. Among the heavy metals, arsenic is a toxic and carcinogenic metalloids which are widely distributed in the environment and it has a twentieth abundance of elements in the Earth's crust with an average of 1.8 mg $kg^{-1}$. Arsenic has been classified in the first group of cancer-causing compounds. It has different effects such as horny skin, liver, skin and bladder cancer, mental disorders, damage to neurons, blood pressure, lower IQ and reducing white blood cells and red blood. The Maximum permissible arsenic in drinking water is 10 micrograms per liter which has been identified by the World Health Organization and America Environmental Protection Agency. According to national standards of Iran, limitation of arsenic in drinking water is 10 micrograms per liter. So far, numerous studies were done to evaluate the environmental contamination of heavy metals, especially arsenic using geostatistical methods. The aim of this study was to evaluate the quality of groundwater in terms of Arsenic pollution.

**Materials and Methods:** study area is Hamedan - Bahar aquifer with an area of 800 square kilometers that is located on the northern slopes of Alvand Mountains. The central part of Hamadan city, Lalejin, Saleh Abad and Bahar city is located in the study area. To conduct this study, concentrations of arsenic was investigated in 94 groundwater points. To determine the spatial distribution of arsenic, different geostatistical methods were used. Then the results of this methods were compared using cross validation technique and MAE & MBE index and the most suitable method was chosen for this purpose. Eventually RBF method by multiquadric model was used. Moreover Contamination probability map was developed using indicator kriging models.

**Results and Discussion:** Arsenic concentrations were in the range between 5 – 79.5 micrograms per liter. Also The average concentration was 12.4 micrograms per liter. While the threshold for arsenic in water defined 10 micrograms per liter by the World Health Organization (WHO). So an average of arsenic in ground water is higher than limits of international standard. The spatial correlation analysis showed that the concentrations of arsenic in groundwater have no strong spatial dependency. So, for zoning this variable, between the nonparametric methods, radial basis function (RBF) by Multiquadric model was used. This method had lowest MAE and MBE index for arsenic in groundwater. The highest concentration of arsenic was in the industrial zone in the north of Hamadan (Hamedan, Tehran road). In general Excessive concentrations of arsenic are visible in the three areas: The first area is between Hamedan and Tehran Road Industrial Estate, that the high rate of abnormalities was found in this area (79.5 µg/L). Also the suburbs of Saleh-Abad and the Bahar city has high arsenic concentration. In these areas, groundwater levels were high and pollutants can penetrate more easily. The results of the contamination map using an indicator kriging method showed that 21.18% of aquifer moderately contaminated and about 10.9% of the aquifer area have a high contamination possibility. Polluted groundwater is matched with agricultural land especially the potato fields.

**Conclusion:** The results showed that the average concentration of arsenic in groundwater of Hamedan-Bahar basin is more than WHO and Iran department of environmental guidelines. The highest concentration of arsenic in agricultural lands and consequently in groundwater resources is due to the existence of polluting industries,

1, 2, 3 and 4- MSc of Environmental Pollution, Associate Professors and Asistant Professor, Environmental Department, Isfahan University of Technology
(*- Corresponding Author Email: m.touzandejani91@gmail.com)

the geological structure of the area where arsenic concentration naturally is high, cultivation of potatoes and other crops in the region and indiscriminate use of pesticides and chemical fertilizers in agriculture.

**Keywords:** Carcinogenic metalloids, Indicator kriging, Radial basic function, Spatial distribution

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۹۹-۸۸۶

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 886-899

# تأثیر روی و فسفر بر عملکرد، جذب عناصر غذایی و کارایی زراعی روی در سیب‌زمینی

رحیم مطلبی فرد[1*]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲۲/۲۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۲/۲۸

## چکیده

پژوهش حاضر به‌منظور بررسی تأثیر سولفات روی بر عملکرد، غلظت عناصر غذایی و بازیابی و کارایی زراعی روی در مقادیر مختلف فسفر خاک، بر روی سیب‌زمینی (*Solanum tuberosum* L.) رقم آگریا در استان همدان انجام شد. در این تحقیق سه قطعه آزمایشی با مقادیر مختلف فسفر قابل جذب انتخاب و پژوهش با ۹ تیمار و سه تکرار و بر پایه طرح بلوک‌های کامل تصادفی اجرا گردید. قطعات شامل دو قطعه با فسفر کم (۱۵-۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک با و بدون کوددهی فسفر (از منبع سوپرفسفات تریپل)) و یک قطعه با فسفر زیاد (۲۵-۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بدون کوددهی فسفر) بود. تیمارهای روی شامل مصرف خاکی مقادیر صفر، ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۰۰و ۱۲۰ کیلو گرم در هکتار سولفات روی ($ZnSO_4.7H_2O$) و محلول پاشی با سولفات روی با غلظت ۵ در هزار یک هفته قبل و یک هفته بعد از گلدهی بود. بعد از برداشت عملکرد غده و شاخساره، میزان جذب روی و غلظت عناصر غذایی در بخش‌های مختلف سیب‌زمینی اندازه‌گیری و بازیابی و کارایی زراعی روی محاسبه شد. نتایج نشان داد که عملکرد سیب‌زمینی تحت تأثیر تیمارهای مختلف روی قرار گرفته است. کاربرد ۴۰ کیلوگرم سولفات روی در هکتار بیشترین و تیمار محلول‌پاشی با سولفات روی یک هفته بعد از گلدهی کمترین عملکرد غده را موجب شده‌اند و اختلاف این دو تیمار ۱۷ درصد بود. محلول‌پاشی با سولفات روی یک هفته بعد از گلدهی عملکرد مشابه با تیمار شاهد داشت و بین این دو تیمار اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد وجود نداشت. کاربرد مقادیر بیش از ۸۰ کیلوگرم در هکتار سولفات روی یا محلول‌پاشی آن، روی جذب شده در غده را به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر قرار دادند و محلول‌پاشی با سولفات روی یک هفته بعد از گلدهی با ۸۰ درصد افزایش در مقایسه شاهد، بیشترین روی جذب شده در غده را داشت. غلظت روی غده و شاخساره در سطح یک درصد تحت تأثیر تیمارهای مختلف روی قرار گرفت. بیشترین غلظت روی در شاخساره و غده در شرایط محلول‌پاشی با سولفات روی یک هفته بعد از گلدهی و کمترین آن در شرایط عدم مصرف روی مشاهده شد. این تیمار به‌ترتیب باعث افزایش ۱۶۰ و ۲۴ درصدی روی شاخسارها و غده سیب‌زمینی در مقایسه با شاهد شد. عملکرد غده و شاخساره در سطح احتمال یک درصد تحت تأثیر معنی‌دار قطعات با فسفر مختلف قرار گرفتند. مصرف فسفر و یا غلظت بالای آن در خاک عملکرد غده و شاخساره را افزایش دادند و باعث کاهش غلظت اکثر عناصر غذایی غده و شاخساره شدند. با افزایش مصرف خاکی کود روی به بیش از ۴۰ کیلوگرم در هکتار کارایی زراعی آن به‌طور معنی‌دار و بیش از دو برابر کاهش پیدا کرد. بیشترین کارایی زراعی روی در شرایط محلول‌پاشی سولفات روی مخصوصاً در زمان قبل از گلدهی مشاهده شد و این افزایش در تیمار محلول‌پاشی قبل از گلدهی حداقل ۶ برابر تیمار مصرف خاکی روی بود. بازیابی روی در تمام سطوح مصرف خاکی روی کمتر از دو درصد بود که به بالای ۲۰ درصد در تیمارهای محلول‌پاشی سولفات روی افزایش یافت. برای دستیابی به حداکثر عملکرد سیب‌زمینی در خاکهای مشابه مصرف ۴۰ کیلوگرم در هکتار سولفات روی قابل توصیه است. در شرایط مصرف فسفر و یا فسفر بالای خاک این توصیه باید افزایش یابد.

**واژه‌های کلیدی:** غده سیب‌زمینی، غلظت عناصر غذایی، محلول‌پاشی، مصرف خاکی

## مقدمه

سیب‌زمینی یکی از محصولات زراعی مهم دنیا می‌باشد که با ۳۸۵ میلیون تن تولید بعد از برنج، گندم و ذرت رتبه چهارم را به خود اختصاص داده است (۱۱). در ایران این محصول با حدود ۱/۳ درصد از سطح زیر کشت آبی کشور، ۶/۷ درصد از کل تولیدات زراعی (دیم و آبی) کشور را به میزان ۴/۶ میلیون تن به خود اختصاص داده است و در بین محصولات مصرفی جامعه بعد از گندم و گوجه‌فرنگی رتبه سوم را از نظر تولید دارد. از ۱۵۹ هزار هکتار سطح زیر کشت سیب‌زمینی در کشور، استان همدان با ۲۱۰۳۷ هکتار مقام دوم را دارا می‌باشد. بیش‌ترین میزان عملکرد در واحد سطح در کشور با ۴۳/۲ تن در هکتار مربوط به همین استان می‌باشد (۲). با توجه به سرانه

۱- استادیار پژوهشی، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان همدان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، همدان، ایران
(*- نویسنده مسئول: (Email: motalebifard@gmail.com
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.54513

مصرف سیب‌زمینی در ایران (بیش از ۴۵ کیلوگرم در سال) که بعد از گندم بیش‌ترین سهم را در سبد غذایی مردم کشور دارد (۱۰)، اطلاع از غلظت عناصر غذایی مختلف در این محصول بسیار مفید می‌باشد و با غنی‌سازی مواد غذایی پرمصرفی مانند سیب‌زمینی می‌توان گام مؤثری در راستای امنیت و سلامت غذایی مردم برداشت.

عنصر روی دارای نقش‌های کارکردی و ساختاری در واکنش‌های آنزیمی می‌باشد و بیش از ۷۰ آنزیم دارای روی شناسایی شده است (۱). حدود ۲۸۰۰ پروتئین برای فعالیت و پایداری خود به روی نیاز دارند (۸).

کمبود روی یکی از کمبودهای معمول عناصر کم‌مصرف در گیاهان مناطق آب و هوایی مختلف دنیا به ویژه خشک و نیمه‌خشک که خاک غالب آن‌ها قلیایی است، می‌باشد. در یک برنامه وسیع ارزیابی اراضی، بیش از ۵۰ درصد نمونه‌های خاک جمع‌آوری شده از ۲۵ کشور، دارای روی کم‌تر از حد بحرانی بودند (۷). سی درصد از خاک‌های جهان که عمدتاً هم آهکی هستند دچار کمبود روی می‌باشند (۹). در ایران هم در یک بررسی که توسط تهرانی و همکاران (۳۸) در ۶ استان کشور از جمله استان همدان انجام شد بیش از ۷۰ درصد از اراضی آبی کشور دارای روی کمتر از یک میلی‌گرم در کیلوگرم بودند. دلایل زیادی برای بروز کمبود روی در خاک‌های ایران وجود دارد که از جمله آنها می‌توان به آهکی بودن خاک‌ها، کمبود مواد آلی، بی‌کربنات بالای آب آبیاری، عدم توجه به مصرف روی در عمده اراضی و مصرف نامتعادل کودهای شیمیایی مانند فسفر، اشاره کرد (۲۰).

مصرف نامتعادل فسفر هم می‌تواند منجر به بروز کمبود روی گردد چرا که بین فسفر و روی در اکثر محصولات اثر متقابل منفی بر روی عملکرد مشاهده شده است. اولین بار بارنته (۲۱) گزارش‌هایی در زمینه اثر متقابل روی و فسفر ارائه داد (۲۱). رسوب فسفر با روی یکی از عامل‌هایی است که باعث کاهش شکل قابل‌استفاده هر دو عنصر می‌شود (۲۱).

نتایج متفاوت و گاهاً متناقضی توسط پژوهشگران مختلف در مورد اثر مصرف روی و فسفر بر شکل قابل‌استخراج یکدیگر گزارش شده است (۳۱). مندل و مندل (۲۲) گزارش نمودند که مصرف همزمان روی و فسفر باعث تغییر شکل عنصر روی مصرف شده از حالت محلول و قابل‌استخراج به حالت پیوند یافته با سزکوئی‌اکسیدها شد. زاهدی‌فر و همکاران (۴۱) نشان دادند که با مصرف فسفر، رهاسازی روی از سطوح ذرات خاک کاهش یافت. از طرفی گزارش شده است که اثر متقابل روی و فسفر عمدتاً در داخل گیاه اتفاق می‌افتد. واکنش میان فسفر و روی عمدتاً مربوط به مقادیر زیاد فسفر و یا کاربرد آن در خاکهای دارای کمبود روی می‌باشد (۲۰). وقتی روی و فسفر در حد توازن در گیاه وجود دارند در کنار هم سبب افزایش عملکرد می‌شوند. ولی وقتی بین فسفر و روی توازنی وجود نداشته باشد این دو عنصر دارای اثر متقابل می‌شوند (۲۵). مقدار زیاد فسفر بر روی بعضی از فعالیتهای متابولیکی روی در داخل گیاه تأثیر می‌گذارد. کاهش در ساخت بعضی از کمپلکس‌های اسیدهای آلی که عامل انتقال دهندهٔ روی در گیاه هستند می‌تواند به عنوان دلیلی برای اثر متقابل فسفر و روی در سطوح بالای فسفر باشد. در حضور فسفر زیاد، انتقال دهنده‌های روی در گیاه غیر فعال می‌شوند و با افزایش فسفر ساخت آنزیمهای که روی در آنها دخالت دارد متوقف می‌گردد (۳۹). در شرایط زیادی فسفر ۴۰ درصد روی جذب شده در ریشه‌ها از نقل و انتقال بازمانده و ۲۰ درصد دیگر آن در نوک ساقه‌ها (برآمدگی، ورم ساقه) گرفتار می‌شود. این عمل می‌تواند به علت اثر رقت، اثر متقابل کلسیم موجود در کودهای فسفر با روی و عوامل فیزیولوژیکی اشاره شده باشد (۲۰). نتایج تحقیق موستوئی و همکاران (۲۷) در گندم نشان داد که اثر متقابل روی و فسفر در داخل گیاه اتفاق می‌افتد و غلظت روی ریشه و ساقه و جذب روی با مصرف فسفر کاهش می‌یابد. این کاهش، برای ریشه ۵۲ درصد و برای ساقه ۵۳ درصد مشاهده گردید. ایشان نتیجه گرفتند که عمده اثر متقابل فسفر و روی در انتقال روی به برگ‌ها صورت می‌گیرد.

در مورد تأثیر روی بر عملکرد و کیفیت محصول سیب‌زمینی پژوهش‌هایی انجام شده است که می‌توان به پژوهش تایا و همکاران (۳۷)، بای‌بوردی و ملکوتی (۶) اشاره کرد. در مورد اثر متقابل روی و فسفر پژوهش‌هایی توسط ترهان و شرما (۳۹)، باربن و همکاران (۴) و عروجی و گلچین (۳۰) انجام گرفته است ولی اکثر این پژوهش‌ها در شرایط گلخانه‌ای انجام شده است و بازیابی و کارایی زراعی کود روی مصرفی در عمده این پژوهش‌ها بررسی نشده است. درحالی که اطلاع از سرنوشت کودهای مصرفی بسیار مهم بوده و می‌تواند در توصیه کودی مؤثر بسیار مفید باشد. لذا هدف این پژوهش بررسی بازیابی و کارایی زراعی کود روی مصرفی در مقادیر مختلف مصرف آن و مصرف فسفر و همچنین بررسی اثر متقابل روی و فسفر مصرفی بر عملکرد و برخی ویژگی‌های کیفی سیب‌زمینی بود.

## مواد و روش‌ها

این پژوهش در ایستگاه تجرک مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی همدان و در سری خاکهای تجرک با مشخصات Fine mixed mesic calcixerollic xerochrepts , به مدت دو سال اجرا گردید. برای اجرای پژوهش در هر سال دو قطعه زمین که یک قطعه دارای فسفر قابل‌جذب ۱۵-۱۰ و دیگری دارای فسفر قابل‌جذب ۲۵-۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و روی قابل‌جذب آنها کمتر از یک میلی‌گرم در کیلوگرم بود، انتخاب گردید (۱، ۱۶). سپس قطعه با فسفر ۱۵-۱۰ میلی گرم در کیلو گرم به دو قطعه تقسیم و در یکی از قطعات کود فسفر مصرف نگردید (قطعه ۱) و در قسمت دیگر آن بر اساس آزمون

خاک ۲۰۰ کیلوگرم سوپرفسفات تریپل مصرف شد (قطعه ۲). در قطعه با فسفر ۲۵-۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک با توجه به عدم نیاز خاک فسفر مصرف نگردید (قطعه ۳). در هر دو سال سعی شد قطعات طوری انتخاب شود که حتی‌المقدور به‌جز فسفر در سایر ویژگی‌های خاک تفاوت نداشته باشند که جدول ۱ مؤید این موضوع است. قبل از کاشت از هر تکرار و در هر سال نمونه مرکب خاک تهیه و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن شامل فسفر قابل‌جذب گیاه در خاک به‌روش اولسن (۱۶)، روی، آهن، منگنز و مس قابل‌جذب گیاه در خاک با عصاره‌گیر DTPA (۳۶)، پتاسیم قابل‌جذب گیاه در خاک به‌روش عصاره‌گیری با استات آمونیوم یک نرمال (۱۶)، بافت خاک به‌روش هیدرومتری (۱۴)، کربن آلی به‌روش اکسایش تر، pH خاک در سوسپانسیون ۱:۱ آب به خاک، قابلیت هدایت الکتریکی (EC) محلول ۱:۱ آب به خاک و کربنات کلسیم معادل خاک به‌روش خنثی-سازی با اسید و تیتر کردن با سود (۳۶) تعیین شدند. همان‌طور که در جدول ۱ مشاهده می‌شود در دو سال اجرای آزمایش برای یکنواختی ماده آزمایشی قطعات متفاوتی برای اجرای پژوهش انتخاب گردید ولی در هر سال قطعات آزمایشی طوری انتخاب شدند که به جز فسفر در سایر ویژگی‌های خاک تفاوت چندانی نداشته باشند. خاک‌های مورد نظر عمدتاً دارای روی کمتر از یک میلی‌گرم در کیلوگرم خاک، بدون مشکل شوری و قلیائیت و مواد آلی بسیار پایین بودند (جدول ۱).

**جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده**

Table 1: Some of the physical and chemical properties of the studied soil

| | قطعه Location | Cu | Mn | Zn | Fe | K | P | EC (dS/m) | pH | OC | CCE | بافت خاک Soil texture |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | (mg/kg) | | | | | | | | % | | |
| سال اول First year | قطعه یک Location 1 | 0.51 | 7.5 | 0.85 | 2.6 | 124 | 9.8 | 0.43 | 8.05 | 0.23 | 18 | لوم Loam |
| | قطعه دو Location 2 | 0.55 | 9.2 | 0.72 | 3.0 | 159 | 10.0 | 0.39 | 8.13 | 0.30 | 18 | لوم Loam |
| | قطعه سه Location 3 | 0.54 | 9.6 | 0.70 | 2.6 | 146 | 24.5 | 0.39 | 8.20 | 0.26 | 19.5 | لوم Loam |
| سال دوم Second year | قطعه یک Location 1 | 0.89 | 13.6 | 1.10 | 2.7 | 237 | 7.8 | 0.36 | 8.15 | 0.35 | 15.1 | لوم رسی‌شنی Sandy clay loam |
| | قطعه دو Location 2 | 0.73 | 10 | 1.00 | 1.9 | 240 | 8.4 | 0.38 | 8.19 | 0.40 | 15.3 | لوم رسی‌شنی Sandy clay loam |
| | قطعه سه Location 3 | 0.54 | 8.6 | 0.90 | 1.5 | 213 | 26.0 | 0.42 | 8.13 | 0.39 | 16.7 | لوم رسی‌شنی Sandy clay loam |

قابلیت هدایت الکتریکی:EC ؛کربن آلی خاک :OC ؛کربنات کلسیم معادل :CCE

این آزمایش در قالب طرح بلوکهای کامل تصادفی اجرا شد. سه قطعه فسفر در قالب محیط در نظر گرفته شدند (چون قطعه با فسفر بالا عملاً نمی‌توانست کنار دو قطعه دیگر قرار گیرد). ۹ سطح روی در هر قطعه به‌صورت بلوکهای کامل تصادفی مورد ارزیابی قرار گرفتند. عملیات آماده سازی زمین شامل شخم (در پاییز) و دیسک و ماله (در بهار قبل از کاشت) انجام شد. سطوح روی شامل مصرف مقادیر صفر، ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۰۰ و ۱۲۰ کیلوگرم سولفات روی ($ZnSO_4.7H_2O$) به صورت خاکی و محلول پاشی با سولفات روی با غلظت ۵ در هزار یک هفته قبل از گلدهی و محلول پاشی با سولفات روی با غلظت ۵ در هزار یک هفته بعد از گلدهی؛ توصیه کودی برای سایر عناصر غذایی به جز فسفر و روی بر اساس آزمون خاک انجام شد. تمام کودهای پرمصرف و کم‌مصرف توصیه شده (کود اوره ۴۰۰ کیلوگرم، سوپر فسفات تریپل ۲۰۰ کیلوگرم (فقط در یکی از قطعات با فسفر پایین مصرف شد)، سولفات پتاسیم ۲۰۰ کیلوگرم، سولفات آهن ۵۰ کیلو گرم، سولفات منگنز ۵۰ کیلو گرم و سولفات روی بر اساس تیمارهای پژوهش) همراه با یک سوم کود ازته قبل از کاشت و به صورت پایه مصرف گردید و دوسوم مابقی کودهای ازته طی دو تقسیط (در زمان خاکدهی پای بوته و قبل از گلدهی) و به صورت سرک مصرف گردید. مصرف خاکی کودهای روی قبل از کاشت همراه بقیه کودها و تیمارهای محلول پاشی با غلظت ۵ در هزار سولفات روی و در دو تیمار یک هفته قبل از گلدهی و یک هفته بعد از گلدهی انجام شد.

طول هر کدام از کرت‌ها در این آزمایش ۸ متر و عرض آنها ۳ متر بود و از پشته‌های ۷۵ سانتی‌متری با فاصله بوته ۲۰ سانتیمتر بر

روی یک پشته برای کاشت و با تراکم ۶۶۵۰۰ غده در هکتار استفاده شد که غده‌ها در عمق حدود ۶ سانتی‌متر کشت گردیدند. رقم استفاده شده در تحقیق آگریا و با اندازه بذری با قطر (۵۵–۴۵ میلی‌متر) بود. فاصله بین دو کرت یک پشته ۷۵ سانتی‌متری بود و کاشت کرتهای آزمایشی با استفاده از کارنده نیمه اتوماتیک شرکت سبز دشت مدل PS2 با قابلیت تنظیم فاصله بین شیار بازکن‌ها و لوله‌های سقوط انجام شد. آزمایش دارای سه تکرار با فاصلهٔ ۲ متر از هم بود.

حدود یک ماه بعد از پایان گلدهی، شاخساره یک خط از هر کدام از کرت‌ها جهت اندازه گیری وزن خشک آن برداشت شد. همزمان یک نمونه کامل از هر کدام از کرت‌ها و در زمان برداشت هم یک نمونه غده از هر کرت تهیه و قسمتی از آن در آون با دمای ۷۰ درجه سلسیوس به‌مدت ۴۸ ساعت خشک گردید. سپس غلظت عناصر غذایی فسفر، آهن، روی و منگنز در شاخساره و غده پس از خشک-سوزانی همراه با مخلوط اسیدکلریدریک و اسیدنیتریک (۴۰) تعیین گردید. فسفر با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر (۱۶) و آهن، روی و منگنز توسط دستگاه جذب اتمی (۳۲) اندازه‌گیری شد.

کارایی زراعی با استفاده از معادله (۱) محاسبه گردید (۱۲):

$$\text{کارایی زراعی} = (D_f-D_u)/X_a \quad (۱)$$

که در این معادله، $D_f$ عملکرد غده سیب‌زمینی در تیمار کود داده شده در هکتار، $D_u$ عملکرد غده سیب‌زمینی در سطح شاهد در هکتار و $X_a$ مقدار کود روی مصرف شده در هکتار بود.

بازیابی روی مصرف شده نیز با استفاده از معادله (۲) محاسبه گردید (۱۲):

$$\text{بازیابی کودها} = ((U_f- U_u)/ X_a)\times 100 \quad (۲)$$

که در این معادله، $U_f$ مقدار جذب عنصر مورد نظر در شاخساره و غده در هکتار و در تیمار کود داده شده و $U_u$ مقدار جذب عنصر مورد نظر در شاخساره و غده در هکتار و در شاهد و $X_a$ مقدار روی خالص مصرف شده در هکتار بود.

تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزارهای MSTATC و SPSS انجام شد. ابتدا آزمون نرمال بودن توزیع داده‌ها انجام و در صورت نیاز از تبدیل مناسب برای داده‌های غیرنرمال استفاده شد. سپس مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن در سطح احتمال پنج درصد انجام شد.

## نتایج و بحث

**عملکرد غده و شاخساره:** همانطور که در جدول شماره ۲ مشاهده می‌شود اثر اصلی قطعه‌های فسفر و تیمارهای روی بر عملکرد غده و اثر اصلی قطعه‌های فسفر بر عملکرد شاخساره در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود. ولی اثر متقابل قطعه‌های فسفر و کود روی بر عملکرد شاخساره معنی‌دار نبود. مقایسه میانگین‌های اثر اصلی کود روی نشان داد که مصرف ۴۰ کیلوگرم کود روی در هکتار باعث افزایش معنی‌دار ۱۷ و ۱۵ درصدی عملکرد در مقایسه با تیمار محلول‌پاشی با سولفات روی با غلظت ۵ در هزار یک هفته بعد از گل‌دهی و شاهد شد. (جدول ۳). تفاوت سطح شاهد (عدم مصرف روی) و مصرف خاکی ۶۰ کیلوگرم سولفات روی و محلول‌پاشی با سولفات روی با غلظت ۵ در هزار یک هفته بعد از گل‌دهی از نظر عملکرد غده در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار نبود. همه سطوح مصرف خاکی کود روی باعث افزایش عملکرد غده در مقایسه با شاهد و محلول‌پاشی با سولفات روی با غلظت ۵ در هزار یک هفته بعد از گل‌دهی شدند. تفاوت بین سطوح مصرف خاکی روی معنی‌دار نبود و همه این سطوح در یک گروه آماری قرار گرفتند (جدول ۳). همچنین در شرایط محلول‌پاشی هم اختلاف معنی‌دار بین قبل و بعد از گلدهی وجود داشت. محلول‌پاشی با سولفات روی قبل از گلدهی بیشترین و بعد از گلدهی کمترین عملکرد غده را نشان دادند و روند مشابهی در عملکرد خشک شاخساره نیز مشاهده شد که نشان می‌دهد زمان محلول‌پاشی در دستیابی به عملکرد مطلوب بسیار مهم می‌باشد. روی در تولید نشاسته و کربوهیدرات نقش دارد زیرا بر اثر کمبود روی شدت فتوسنتز کاهش می‌یابد و کلروپلاست غیرطبیعی می‌شود (۱). این نقش‌ها باعث می‌شود که با مصرف روی رشد گیاه افزایش پیدا کند. افزایش عملکرد غده با افزایش مصرف روی تا حد آستانه در این پژوهش همچنین می‌تواند به‌دلیل نقش‌های مهم روی در نفوذپذیری غشاءهای پلاسمایی، روبش گونه‌های احیایی اکسیژن، روابط آبی گیاه و هدایت روزنه‌ای بوده باشد (۳۳). بای‌بوردی و ملکوتی (۶) با مصرف ۱۵ کیلوگرم سولفات روی در هکتار بر روی سیب‌زمینی و عروجی و گلچین (۳۰) با مصرف ۱۵ میلی‌گرم و مطلبی‌فرد و همکاران (۲۶) با مصرف ۱۰ میلی‌گرم روی در کیلوگرم خاک بر روی سیب‌زمینی نتایج مشابه این تحقیق را گزارش کردند.

مقایسه میانگین‌ها نشان داد که قطعه‌های مختلف فسفر از نظر عملکرد غده سیب زمینی در دو گروه آماری مختلف قرار گرفتند (جدول ۴). بیشترین عملکرد غده سیب‌زمینی در قطعه‌ی با فسفر پایین همراه با کوددهی فسفره و کمترین آن در قطعه با فسفر پایین و بدون کوددهی فسفر بدست آمد این قطعه باعث افزایش ۱۴ درصدی عملکرد غده در مقایسه با قطعه یک (فسفر پایین بدون فسفر) گردید و دو قطعه دو و سو (فسفر پایین با کوددهی فسفر و فسفر بالا بدون کوددهی فسفر) از نظر عملکرد غده در گروه آماری یکسان قرار گرفتند ولی در شرایط فسفر بالا و بدون کوددهی فسفر عملکرد غده اندکی کاهش یافت (۵ درصد در مقایسه با قطعه دوم).

**جدول ۲- تجزیه واریانس (میانگین مربعات) صفات مورد مطالعه در سیب‌زمینی در دو سال**

**Table 2: The analysis of variance for measured attributes of potato during two years**

| منابع تغییر Source of Variation | درجه آزادی Degree of freedom | عملکرد خشک شاخساره Stem dry yield | عملکرد غده Tuber yield | جذب روی شاخساره Stem Zn uptake | جذب روی غده Tuber Zn uptake |
|---|---|---|---|---|---|
| سال Year | 1 | 117777141$^{**}$ | 675$^{**}$ | 16825$^{ns}$ | 158$^{ns}$ |
| قطعات فسفر Location | 4 | 15550531$^{**}$ | 200$^{**}$ | 14678$^{ns}$ | $^{ns}$۲۷۴۸ |
| تکرار Replication | 12 | 1004624$^{ns}$ | 84.2$^{**}$ | 15788$^{*}$ | 6545$^{**}$ |
| روی Zn | 8 | 1019146$^{ns}$ | 82.7$^{**}$ | 98896$^{**}$ | 7970$^{**}$ |
| سال × روی Year×Zn | 8 | 846543$^{ns}$ | 36.5$^{ns}$ | 37126$^{**}$ | 2197$^{ns}$ |
| فسفر× روی P×Zn | 32 | 983536$^{**}$ | 29.9$^{ns}$ | 7299$^{ns}$ | 1883$^{ns}$ |
| خطا Error | 96 | 1090981 | 28.5 | 7994 | 2054 |
| ضریب تغییرات (%) Coefficient of Variation | | 21.95 | 14 | 22.5 | 24.3 |

ns، * و ** به‌ترتیب غیرمعنی‌دار و معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪ و ۱٪

ns, * and ** are non-significant, significant at p≤0.05 and p≤0.01, respectively

**جدول ۳- مقایسه میانگین‌های تاثیر سطوح کود سولفات روی بر عملکرد و میزان جذب روی در غده و شاخساره سیب‌زمینی رقم آگریا**

**Table 3: Means comparison of zinc fertilizer levels effect on tuber and shoot yield, and Zn uptake of potato cv. Agria**

| تیمار سولفات روی Zinc sulfate treatments (kg/ha) | جذب روی شاخساره Stem Zn uptake (g/ha) | جذب روی غده Tuber Zn uptake (g/ha) | عملکرد شاخساره Stem yield (kg/ha) | عملکرد غده Tuber yield (kg/ha) |
|---|---|---|---|---|
| 0 | 190.4 d | 131.8 a | 4303 a | 34974 c |
| 20 | 245.8 cd | 169.4 bc | 4777 a | 39198 a |
| 40 | 280.5 c | 167.8 bc | 5055 a | 40110 a |
| 60 | 278.4 c | 175.5 bc | 4844 a | 37828 abc |
| 80 | 308.0 bc | 193.3 a | 4918 a | 38190 ab |
| 100 | 276.1 c | 187.4 ab | 4661 a | 39937 a |
| 120 | 274.1 c | 183.2 ab | 5005 a | 38352 ab |
| محلول پاشی سولفات روی یک هفته قبل از گلدهی Leaf spraying of zinc sulfate one week before flowering | 361.1 b | 190.3 a | 4746 a | 40058 a |
| محلول پاشی سولفات روی یک هفته بعد از گلدهی Leaf spraying of zinc sulfate one week after flowering | 452.5 a | 193.5 a | 4526 a | 34305 c |

در هر ستون میانگین‌های دارای حداقل یک حرف لاتین مشترک تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد ندارند.

Different letters in a column of each experimental factors show significant differences in Duncan's multiple range test at p≤0.05.

افزایش عملکرد غده در شرایط مصرف فسفر و یا وجود فسفر بالا در خاک دلایل متعددی داشت. اولاً در شرایط فسفر کافی کربوهیدرات‌ها و مواد فتوسنتزی به مقدار کافی تولید شده و ماده خشک کافی بر ای ذخیره تولید می‌شود (۲۴). ثانیاً با وجود فسفر کافی افزایش انتقال فراورده‌های فتوسنتز به ریشه باعث افزایش عملکرد می‌شود (۴۲). ثالثاً فسفر کافی باعث افزایش طول ریشه و استولون‌ها شد (۴۱) که این خود منجر به افزایش تعداد غده و عملکرد آن شد. تأثیر فسفر بر افزایش عملکرد سیب‌زمینی با نتایج پژوهش فلیشر و همکاران (۱۳) در مورد تأثیر مصرف ۰/۲ گرم سوپرفسفات تریپل بر گلدان بر روی سیب‌زمینی مطابقت داشت. در قطعه با فسفر

بالا و بدون کوددهی فسفر عملکرد غده در مقایسه با قطعه دوم (فسفر پایین با کوددهی فسفر) اندکی کاهش یافت هرچند این کاهش معنی‌دار نبود. احتمال دارد در قطعه سوم به‌دلیل فسفر زیادتر اثر متقابل بین فسفر و سایر عناصر غذایی باعث شده است که عملکرد غده سیب‌زمینی کاهش یابد.

**جدول ٤- مقایسه میانگین‌های تاثیر قطعات مختلف فسفر بر عملکرد و میزان جذب روی در غده و شاخساره سیب‌زمینی رقم اگریا**

**Table 4: Means comparison of phosphorus conditions effect on tuber and shoot yield, and Zn uptake of potato cv. Agria**

| | جذب روی شاخساره Stem Zn uptake ( g/ha) | جذب روی غده Tuber Zn uptake (g/ha) | عملکرد خشک شاخساره Stem dry yield (kg/ha) | عملکرد غده Tuber yield (kg/ha) |
|---|---|---|---|---|
| فسفر پایین بدون فسفر Low soil P and without P application | 286 a | 165 a | 4010 b | 35374 c |
| فسفر پایین با فسفر Low soil P and soil application of P | 315 a | 193 a | 4996 a | 40324 a |
| فسفر بالا بدون فسفر High soil P and without P application | 287 a | 187 a | 5269 a | 38619 a |

در هر ستون میانگین‌های دارای حداقل یک حرف لاتین مشترک تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد ندارند.

Different letters in a column of each experimental factors show significant differences in Duncan's multiple range test at $p\leq 0.05$.

با بررسی مقایسه میانگین‌های عملکرد خشک شاخساره در قطعه‌های مختلف فسفر مشخص گردید که در قطعه سوم بیشترین و در قطعه اول کم‌ترین عملکرد خشک شاخساره به دست آمد (جدول ۴). قطعه‌های فسفر پایین با کوددهی فسفر و فسفر بالا بدون کوددهی فسفر به‌ترتیب باعث افزایش ۲۵ و ۳۲ درصدی عملکرد خشک شاخساره در مقایسه با قطعه فسفر پایین و بدون کوددهی فسفره شدند (جدول ۴) ولی تفاوت دو قطعه دوم و سوم از نظر عملکرد خشک شاخساره معنی‌دار نبود. به‌نظر می‌رسد همان دلایلی که در مورد تأثیر فسفر بر عملکرد غده سیب‌زمینی ذکر شد در مورد عملکرد خشک شاخساره نیز صادق باشد. چرا که در شرایط فسفر کافی کربوهیدرات‌ها و مواد فتوسنتزی به مقدار کافی تولید شده و مواد غذایی لازم برای توسعه شاخساره سیب‌زمینی فراهم است (۲۴). ثانیاً فسفر کافی باعث افزایش رشد و توسعه ریشه شد (۴۱) و رشد و توسعه ریشه با جذب بهتر آب و مواد غذایی به افزایش عملکرد شاخساره منجر شد. ثالثاً فسفر کافی به‌دلیل نقشش سوخت و ساز، تقسیم و رشد سلول، تنفس و فتوسنتز (۲۳) باعث رشد بهتر شاخساره سیب‌زمینی شد. مایر و همکاران (۱۹) گزارش کردند که مصرف ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار سوپرفسفات معمولی بیشترین وزن شاخساره را در سیب‌زمینی به وجود آورد.

**جذب روی غده و شاخساره:** با بررسی تجزیه واریانس داده‌ها مشخص گردید که به جز اثر اصلی کود روی هیچ یک از اثرهای اصلی و متقابل بر جذب روی غده معنی‌دار نبود (جدول ۲). همچنین به جز اثر اصلی کود روی و اثر متقابل سال×کود روی بر جذب روی شاخساره سایر اثرهای اصلی و متقابل بر جذب روی شاخساره معنی‌دار نبود (جدول ۲). مقایسه میانگین‌ها نشان داد که بیشترین جذب روی غده در سطح محلول‌پاشی با سولفات روی یک هفته بعد از گلدهی و کمترین آن در شرایط عدم مصرف روی به‌دست آمد. محلول‌پاشی با سولفات روی با غلظت ۵ در هزار یک هفته بعد از گلدهی باعث افزایش ۴۷ درصدی جذب روی غده در مقایسه با شرایط عدم مصرف روی گردید (جدول ۳). با افزایش مصرف خاکی کود روی جذب روی غده به‌طور خطی افزایش نشان داد و بین سطوح کود روی مصرف شده به‌شکل خاکی و جذب روی غده رابطه خطی معنی‌دار ($Y=0.385(Zn)+149.5$, $r=0.81^*$) وجود داشت و با افزایش مصرف خاکی سولفات روی جذب روی غده نیز افزایش یافت. افزایش جذب روی غده با مصرف آن می‌تواند در بهبود کیفیت غده سیب‌زمینی و امنیت غذایی جامعه نقش اساسی داشته باشد چرا که سیب‌زمینی با سرانه مصرف ۴۵ کیلوگرم در سال بعد از گندم پرمصرف‌ترین محصول در سبد غذایی ایرانیان است (۱۲) و غنی‌سازی محصولی مانند سیب‌زمینی با عناصر مهم از جمله روی که کمبود آن در مناطق مختلف مشهود است (۲۰) می‌تواند به حفظ سلامت جامعه کمک نماید. تمام سطوح سولفات روی، جذب روی غده را در مقایسه با شاهد (عدم مصرف روی) به‌طور معنی‌داری افزایش دادند. ولی افزایش جذب روی غده در شرایط محلول‌پاشی با سولفات روی یک هفته بعد از گلدهی بارزتر از سایر سطوح بود. چرا که یک هفته بعد از گلدهی غده‌ها تشکیل شده‌اند و در این مرحله بیشتر پرشدن غده اتفاق می‌افتد در نتیجه روی محلول‌پاشی شده در این مرحله بیشتر

به‌غده‌ها منتقل گردید و باعث افزایش غلظت روی غده و جذب روی آن گردید.

میانگین‌های جذب روی شاخساره در سطوح مختلف کود روی اختلاف معنی‌دار باهم داشتند. بیشترین جذب روی شاخساره در شرایط محلول‌پاشی با سولفات روی با غلظت ۵ در هزار یک هفته بعد از گلدهی و کمترین آن در شرایط عدم مصرف روی مشاهده گردید. محلول‌پاشی با سولفات روی با غلظت ۵ در هزار یک هفته بعد از گلدهی باعث افزایش ۲/۳۷ برابری جذب روی شاخساره در مقایسه با شرایط عدم مصرف روی گردید. بین سطوح مختلف مصرف خاکی روی اختلاف معنی‌دار از نظر جذب روی شاخساره مشاهده نگردید و سطوح ۲۰ و ۱۲۰ کیلوگرم در هکتار سولفات روی در یک گروه آماری قرار گرفتند (جدول ۳). تیمارهای محلول‌پاشی کود سولفات روی جذب روی بیشتری در شاخساره در مقایسه با تیمارهای مصرف خاکی قرار داشتند که نشان می‌دهد برای افزایش غلظت عناصر در شاخساره محلول‌پاشی عناصر مؤثرتر از مصرف خاکی بود. این نتیجه در پژوهش اسدی کنگرشاهی و همکاران(۳) بر روی نارنگی نیز تأیید گردید. آن‌ها نیز نتیجه گرفتند که بهترین روش برای افزایش غلظت روی در میوه و برگ نارنگی محلول‌پاشی می‌باشد.

میزان روی جذب شده توسط غده و شاخساره در سطح ۵ درصد تحت تأثیر قطعات با فسفر مختلف قرار نگرفت (جدول ۲) ولی از یک روند مشابه تبعیت می‌کرد به طوری که با افزایش کود فسفره به خاک در قطعه با فسفر پایین میزان کل روی جذب شده در غده افزایش پیدا کرد (جدول ۴) ولی در قطعه با فسفر بالا این میزان به مقدار قابل ملاحظه‌ای در هر دو ویژگی کاهش پیدا کرد که این موضوع بیانگر آن است که وقتی میزان فسفر خاک کم است مصرف کود فسفره به علت افزایش عملکرد، افزایش سطح ریشه‌ها و تارهای کشنده باعث افزایش جذب روی می‌شود ولی وقتی سطح فسفر خاک به میزان بالاتری افزایش پیدا می‌کند میزان کل روی جذب شده به علت اثر متقابل فسفر و روی کاهش پیدا می کند تأثیر فسفر در کاهش جذب روی و اثر متقابل آنها با نتایج تحقیقات موستوی و همکاران (۲۷) بر روی گندم مطابقت نشان داد.

**غلظت عناصر غذایی شاخساره و غده:** نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی سطوح روی فقط بر غلظت روی شاخساره در سطح یک درصد و روی غده در سطح ۵ درصد معنی‌دار و بر سایر غلظت‌های عناصر غذایی غیر معنی‌دار بود. اثر اصلی قطعه‌های فسفر بر غلظت همه عناصر غذایی اندازه‌گیری شده عمدتاً در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود. اثر متقابل قطعه‌های فسفر و کود روی بر غلظت هیچ‌کدام از عاصر غذایی اندازه‌گیری شده معنی‌دار نبود (جدول ۵). مقایسه میانگین‌ها نشان داد که غلظت فسفر، آهن و منگنز شاخساره و غده در سطوح مختلف کود روی اختلاف معنی‌دار باهم نداشتند و در گروه آماری یکسان قرار گرفته و هیچ روند منطقی در در این سطوح از نظر این عناصر مشاهده نگردید (جدول ۶). با افزایش روی مصرفی غلظت روی شاخساره و غده سیب‌زمینی روند افزایشی نشان داد. محلول‌پاشی با سولفات روی با غلظت ۵ در هزار یک هفته بعد از گلدهی بیشترین و عدم مصرف روی کمترین غلظت روی شاخساره را داشتند و این تفاوت ۲/۶ برابر بود. تمام سطوح روی باعث افزایش غلظت آن در مقایسه با شرایط عدم مصرف روی گردیدند ولی این افزایش در شرایط مصرف خاکی ۸۰ کیلوگرم روی در هکتار و تیمارهای محلول‌پاشی معنی‌دار شد. غلظت روی غده هم از روندی مشابه روند غلظت روی شاخساره پیروی کرد و حداکثر مقادیر آن در شرایط محلول‌پاشی روی و مصرف خاکی ۸۰ کیلوگرم روی در هکتار مشاهده شد. محلول‌پاشی با سولفات روی با غلظت ۵ در هزار یک هفته بعد از گلدهی با ۴۹ درصد افزایش نسبت به تیمار عدم مصرف کود روی بیشترین غلظت روی غده را به خود اختصاص دادند و تمام تیمارهای روی به‌طور قابل ملاحظه‌ای غلظت روی غده را افزایش دادند (جدول ۶). شجاعی و جواهری (۳۵) گزارش نمودند که مصرف ۶۰ کیلوگرم در هکتار سولفات روی و دو بار محلول‌پاشی با سولفات روی با غلظت پنج در هزار دو هفته بعد از سبز شدن و در مرحله ۵۰ درصد گلدهی بیشترین غلظت روی برگ سیب‌زمینی را نشان داد.

مقایسه میانگین‌های غلظت فسفر شاخساره و غده نشان داد که با افزایش مصرف فسفر و یا غلظت آن در خاک فسفر شاخساره و غده افزایش یافته است و هر دو قطعه‌های با فسفر بالا و فسفر پایین با کوددهی فسفر باعث افزایش معنی‌دار غلظت فسفر شاخساره و غده نسبت به قطعه با فسفر پایین و بدون کوددهی فسفر گردیدند. بیشترین غلظت فسفر شاخساره در قطعه با فسفر بالا و بدون کوددهی فسفر و کمترین آن در قطعه با فسفر پایین و بدون کوددهی فسفر مشاهده گردید که ۱۷ درصد افزایش را در این شرایط نشان می‌دهد (جدول ۷). غلظت بالای فسفر در خاک بیشتر از مصرف آن از طریق کود فسفر باعث افزایش غلظت فسفر شاخساره گردید. وقتی غلظت فسفر در خاک بالا باشد به‌دلیل توزیع یکنواختی که دارد به‌سهولت جذب ریشه شده و مصرف می‌شود در صورتی که ۲۰۰ کیلوگرم کود سوپر فسفات تریپل اگر فرضاً کامل هم به فرم قابل جذب در آید باعث افزایش حدود ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک در فسفر قابل‌جذب می‌گردد که با ۲۵ میلی‌گرم در کیلوگرم فسفر در قطعه با فسفر بالا ۲۵ درصد فاصله دارد. غلظت فسفر غده هم روندی مشابه روند غلظت فسفر شاخساره داشت. با افزایش فسفر به قطعه با فسفر پایین (قطعه دوم) و یا وجود فسفر بالا در خاک (قطعه سوم) غلظت فسفر غده افزایش ۱۲ درصدی نشان داد (جدول ۷).

با بررسی مقایسه میانگین‌ها مشخص شد که هر دو قطعه با فسفر بالا و فسفر پایین با کوددهی فسفر (قطعه دوم و سوم) باعث کاهش معنی‌دار غلظت آهن، روی و منگنز شاخساره (به‌ترتیب ۲۵، ۳۴ و ۳۴ درصد) و غلظت آهن، روی و منگنز غده (به‌ترتیب ۱۷، ۷ و ۱۱ درصد)

شدند. تفاوت دو قطعه دوم و سوم به جز روی شاخساره در سایر غلظت‌های شاخساره و غده معنی‌دار نبود (جدول ۷). تأثیر قطعات مختلف فسفر بر آهن شاخساره در سطح یک درصد معنی دار گردید. قطعه اول بیشترین و قطعه دو کمترین میزان آهن شاخساره را به خود اختصاص دادند که بیانگر کاهش ۲۵ درصدی غلظت آهن شاخساره در اثر مصرف ۲۰۰ کیلوگرم سوپرفسفات تریپل بود. کاهش غلظت آهن شاخساره در اثر مصرف فسفر و یا غلظت بالای آن در خاک اثر متقابل فسفر و آهن را اثبات می‌کند. تأثیر کوددهی فسفره بیشتر از فسفر موجود در خاک بود. با این‌حال کاهش غلظت عناصر غذایی در شرایط با فسفر بالا (قطعه دوم و سوم) باعث نشد که غلظت عناصر کم‌مصرف به پایین‌تر از حد مطلوب آن‌ها در غده (به‌ترتیب ۹، ۱۵ و ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک غده برای منگنز، آهن و روی و ۰/۱۳ درصد برای فسفر (۲۸)) و یا حدبحرانی آن‌ها برای شاخساره (۰/۲ درصد برای فسفر و به‌ترتیب ۷۰، ۳۰ و ۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک گیاه برای آهن، منگنز و روی شاخساره (۵، ۱۵)) کاهش یابد. ولی غلظت منگنز غده در تمام قطعه‌های با فسفر متفاوت پایین‌تر از حد مطلوب برای غده سیب‌زمینی بود که با توجه به زیاد بودن غلظت منگنز در شاخساره سیب‌زمینی در این پژوهش احتمالاً دلایل ژنتیکی می‌تواند در این غلظت پایین منگنز غده سیب‌زمینی نقش داشته باشد و با توجه به کاهش بیشتر منگنز غده با مصرف فسفر، لازم است به اثر متقابل بین فسفر و منگنز توجه بیشتری مبذول گردد.

**جدول ۵- تجزیه واریانس (میانگین مربعات) غلظت عناصر غذایی شاخساره و غده سیب‌زمینی رقم آگریا در دو سال**

**Table 5: The analysis of variance for leaf and tuber nutrients concentration of potato cv. Agria during two years**

| منابع تغییر Source of Variation | درجه آزادی Degree of freedom | منگنز غده Tuber Mn | روی غده Tuber Zn | آهن غده Tuber Fe | منگنز شاخساره Leaf Mn | روی شاخساره Leaf Zn | آهن شاخساره Leaf Fe | فسفر غده Tuber P | فسفر شاخساره Leaf P |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| سال Year | 1 | 259$^{**}$ | 0.066$^{ns}$ | 1309$^{**}$ | 359957$^{**}$ | 30867$^{**}$ | 622232$^{**}$ | 0.000$^{ns}$ | 0.114$^{**}$ |
| قطعات فسفر Location | 4 | 11.2$^{**}$ | ۶۶$^{*}$ | 718$^{**}$ | 20934$^{**}$ | 2800$^{**}$ | 50553$^{**}$ | 0.013$^{**}$ | 0.3$^{**}$ |
| تکرار Replication | 12 | 4.6$^{**}$ | 56.9$^{**}$ | 308$^{*}$ | 2345$^{**}$ | 1806$^{*}$ | 22433$^{*}$ | 0.001$^{ns}$ | 0.002$^{ns}$ |
| روی Zn | 8 | 0.56$^{ns}$ | 50$^{*}$ | 165$^{ns}$ | 769$^{ns}$ | 9359$^{**}$ | 12918$^{ns}$ | 0.001$^{ns}$ | 0.001$^{ns}$ |
| سال × روی Year×Zn | 8 | 1.16$^{ns}$ | 44.7$^{ns}$ | 236$^{ns}$ | 972$^{ns}$ | 2423$^{**}$ | 11334$^{ns}$ | 0.003$^{ns}$ | 0.001$^{ns}$ |
| فسفر× روی P×Zn | 32 | 0.79$^{ns}$ | 25.3$^{ns}$ | 131$^{ns}$ | 935$^{ns}$ | 271$^{ns}$ | 4093$^{ns}$ | 0.001$^{ns}$ | 0.001$^{ns}$ |
| خطا Error | 96 | 1.22 | 23.2 | 171 | 975 | 499 | 9514 | 0.002 | 0.001 |
| ضریب تغییرات (%) Coefficient of Variation | | 15 | 22.4 | 26.7 | 18.9 | 26.7 | 27.2 | 15.0 | 12.3 |

ns، * و ** به‌ترتیب غیرمعنی‌دار و معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪ و ۱٪

ns, * and ** are non-significant, significant at $p\leq0.05$ and $p\leq0.01$, respectively

کاهش غلظت آهن، منگنز و روی شاخساره و غده با مصرف فسفر به‌دلیل اثر متقابل بین فسفر و این عناصر غذایی بود. مصرف فسفر بیشتر و یا غلظت بالای آن در خاک اولاً باعث کاهش حلالیت این عناصر غذایی در خاک به‌دلیل رسوب با فسفر (۱۷) و واکنش بیشتر با ترکیب‌های خاک و کاهش آزادسازی از آن‌ها (۴۲) شد. مندل و مندل (۲۲) گزارش کردند که کود فسفر تبدیل شکل‌های محلول آهن به شکل‌های نامحلول را تقویت کرد. این نقش فسفر احتمالاً با تغییر فاکتور ظرفیت آن انجام شده است (۳۱). ثانیاً فسفر اضافی حجم میکوریز ریشه را کاهش داده و جذب این عناصر را کم می‌کند (۱۸). ثالثاً فسفر باعث افزایش عملکرد شاخساره و غده شد و این افزایش به‌دلیل اثر رقت باعث کاهش غلظت عناصر آهن، منگنز و روی در شاخساره و غده شد. رابعاً فسفر زیادی باعث می‌شود آهن، منگنز و روی جذب شده در ریشه مانده و به بخش‌های دیگر منتقل نگردند (۲۷). همچنین مقدار زیاد فسفر بر برخی از فعالیت‌های متابولیکی در داخل گیاه تأثیر می‌گذارد. کاهش در ساخت بعضی کمپلکس‌های اسیدهای آلی که عامل انتقال دهندهٔ این عناصر مخصوصاً روی در گیاه هستند می‌تواند به‌عنوان دلیلی برای اثرهای متقابل فسفر و این عناصر در سطوح بالای فسفر باشند. در حضور فسفر زیاد انتقال‌دهنده‌های آن‌ها در گیاه غیرفعال می‌شوند. گزارش شده است که در شرایط زیادی فسفر، ۴۰ درصد روی جذب شده در ریشه‌ها از انتقال بازمانده و ۲۰ درصد دیگر آن در نوک ساقه‌ها گرفتار می‌شود (۲۰). نتایج تحقیق موستوی و همکاران (۲۷) بر روی گندم نشان داد که اثر

متقابل روی و فسفر در داخل گیاه اتفاق می‌افتد و غلظت روی ریشه و ساقه و جذب روی آن‌ها با مصرف فسفر کاهش می‌یابد و این کاهش۵۲ درصد برای ریشه و ۵۳ درصد برای ساقه بود. آنان نتیجه گرفتند که عمده اثرهای متقابل فسفر و روی در انتقال روی به شاخساره‌ها صورت می‌گیرد.

**جدول ٦ - مقایسه میانگین‌های تاثیر سطوح مختلف کود سولفات روی بر غلظت عناصر غذایی شاخساره و غده سیب‌زمینی رقم اگریا**

**Table 6: Means comparison of zinc fertilizer levels effect on stem and tuber nutrients concentration of potato cv. Agria**

| تیمار سولفات روی Zinc sulfate treatments (kg/ha) | منگنز غده Tuber Mn | روی غده Tuber Zn | آهن غده Tuber Fe | منگنز شاخساره Leaf Mn | روی شاخساره Leaf Zn | آهن شاخساره Leaf Fe | فسفر غده Tuber P | فسفر شاخساره Leaf P |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | (mg/kg dw) | | | | | ٪ | |
| 0 | 7.29 a | 18.9 d | 43 a | 160 a | 46 d | a 244 | 0.28 a | 0.25 a |
| 20 | 7.22 a | 20.5 cd | 44 a | 165 a | 52cd | a 272 | 0.28 a | 0.25 a |
| 40 | 7.50 a | 19.9 cd | 40 a | 166 a | 58 cd | a 244 | 0.28 a | 0.27 a |
| 60 | 7.19 a | 22.2 bcd | 45 a | 179 a | 60 cd | a 212 | 0.28 a | 0.27 a |
| 80 | 7.40 a | 24.2 b | 45 a | 174 a | 67 c | a 229 | 0.29 a | 0.26 a |
| 100 | 7.49 a | 21.8 bcd | 49 a | 162 a | 61 cd | a 217 | 0.27 a | 0.26 a |
| 120 | 7.41 a | 22.5 bcd | 41 a | 163 a | 59 cd | a 237 | 0.29 a | 0.26 a |
| محلول‌پاشی سولفات روی یک هفته قبل از گلدهی Leaf spraying of zinc sulfate one week before flowering | 7.66 a | 22.8 bc | 39 a | 160 a | 88 b | a 235 | 0.30 a | 0.25 a |
| محلول‌پاشی سولفات روی یک هفته بعد از گلدهی Leaf spraying of zinc sulfate one week after flowering | 7.10 a | 28.2 a | 44 a | 160 a | 120 a | a 297 | 0.28 a | 0.27 a |

در هر ستون میانگین‌های دارای حداقل یک حرف لاتین مشترک تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد ندارند.

Different letters in a column of each experimental factors show significant differences in Duncan's multiple range test at $p\leq0.05$

مقایسه میانگین‌ها نشان داد که بازیابی روی در تمام سطوح مصرف خاکی زیر دو درصد و در سطوح محلولپاشی روی حدود ۲۰ درصد بود. بیش‌ترین و کم‌ترین بازیابی روی به‌ترتیب در محلول‌پاشی با سولفات روی با غلظت ۵ در هزار یک هفته بعد از گلدهی و مصرف ۱۲۰ کیلوگرم سولفات روی در خاک مشاهده شد (جدول ۸) که نشان می‌دهد بین این دو تیمار حدود ۷۰ برابر تفاوت در بازیابی کود روی وجود داشت. بازیابی بالای کود روی در روش محلولپاشی به علت تماس مستقیم آن با شاخساره و کاهش تثبیت آن در خاک بود. ملکوتی و لطف‌الهی (۲۰) به نقل از یثربی و همکاران (۱۹۹۴) گزارش کردند که حداکثر جذب روی در سال اول و برای ذرت ۵ درصد است. بازیابی روی به عوامل زیادی از جمله میزان کود روی مصرفی، نوع گیاه، میزان فسفر خاک و مصرف شده به صورت کود، اسیدیته و میزان آهک خاک، غلظت عناصر دارای اثر متقابل با روی مانند آهن و منگنز، میزان موادآلی خاک و غلظت اولیه روی خاک و روش مصرف آن دارد. با مصرف زیاد کود سولفات روی، احتمالاً به‌علت رسوب روی با آنیون‌های سولفات و کربنات و جذب آن بر سطح اکسیدهای آبدار آهن و منگنز، آهک و سطوح سزکوئی اکسیدهای کم‌تر بلوری شده که تمایل زیادی برای جذب روی دارند بازیابی آن به شدت کاهش یافت (۲۲).

کاهش بازیابی روی با افزایش مصرف خاکی آن احتمالاً دلایل مختلفی داشت: ۱) روی زیاد، میزان واکنش آن با اجزای مختلف خاک که در بالا اشاره شد افزایش داد؛ ۲) با افزایش مصرف روی، جذب روی غده و شاخساره با همان نسبت افزایش نیافت در نتیجه جذب کل روی در شرایط مصرف زیاد آن کاهش یافت؛ ۳) در شرایط فراهمی بالای روی بخشی از آن در ریشه متوقف شد و به مناطق مورد نیاز انتقال نیافت؛ ۴) احتمالاً به‌دلیل اثر متقابل آنتاگونیستی بین عناصر غذایی مختلف و روی از جذب بیشتر روی جلوگیری شد؛ ۵) با افزایش میزان کود روی مصرفی به‌علت افزایش زیر کسر فرمول محاسبه بازیابی روی و عدم افزایش زیادتر صورت به مقدار متناسب درصد بازیابی روی کاهش پیدا کرد. میزان کود روی مصرفی در تیمارهای پژوهش از ۲۰ تا ۱۲۰ کیلوگرم در هکتار متفاوت بود (شش برابر) در حالی که میزان کل روی جذب شده در غده و شاخساره در تیمارهای مصرف زیاد روی در این حد بالا نرفت. به‌نظر می‌رسد این دلایل باعث شد تا بازیابی روی در شرایط مصرف زیادتر آن کاهش

یابد. با توجه به این نتایج مشاهده می‌شود که عمده کـود مصـرفی در خاک باقی می‌ماند و برای کشت‌های بعدی قابل استفاده می‌باشد.

**جدول ۷- مقایسه میانگین‌های تاثیر قطعات مختلف فسفر بر غلظت عناصر غذایی شاخساره و غده سیب‌زمینی رقم اگریا**

**Table 7: Means comparison of phosphorus conditions effect on stem and tuber nutrients concentration of potato cv. Agria**

| | منگنز غده Tuber Mn | روی غده Tuber Zn | آهن غده Tuber Fe | منگنز شاخساره Leaf Mn | روی شاخساره Leaf Zn | آهن شاخساره Leaf Fe | فسفر غده Tuber P | فسفر شاخساره Leaf P |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | (g/kg dw) | | | | | | ٪ | |
| فسفر پایین بدون فسفر Low soil P and without P application | 7.8 a | 22.3 a | 47 a | 186 a | 78 a | 274 a | 0.26 b | 0.24 b |
| فسفر پایین با فسفر Low soil P and soil application of P | 7.2 b | 20.8 b | 40 b | 167 b | 70 a | 220 b | 0.29 a | 0.26 ab |
| فسفر بالا بدون فسفر High soil P and without P application | 7.0 b | 21.3 ab | 42 b | 141 b | 58 b | 233 ab | 0.29 a | 0.28 a |

در هر ستون میانگین‌های دارای حداقل یک حرف لاتین مشترک تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد ندارند.

Different letters in a column of each experimental factors show significant differences in Duncan's multiple range test at $p \leq 0.05$.

مقایسه میانگین‌های کارایی زراعی روی برای اثر اصلی کود روی نشان داد که با افزایش مصرف خاکی روی کارایی زراعی روی کاهش یافت. در شرایط مصرف خاکی کود روی بیش‌ترین و کم‌ترین کـارایی زراعی کود روی به‌ترتیب در شرایط مصرف خاکی ۲۰ و ۱۲۰ کیلوگرم سولفات روی در هکتار مشاهده شد. مصـرف ۱۲۰ کیلـوگرم سـولفات روی باعث کاهش بیش از ۵ برابری کارایی زراعی روی در مقایسه بـا شرایط مصرف ۲۰ کیلوگرم سولفات روی شد (جـدول ۸). بـا مصـرف بیشتر سولفات روی عملکرد به‌دلیل قانون بازده نزولی میچـرلیخ (۲۹) به‌همان نسبت افزایش پیدا نکرد و این کاهش باعـث کـاهش جـذب روی و کارایی زراعی آن شد. شـیوای و همکـاران (۳۴) هـم گـزارش نمودند که با افزایش مصرف روی از صفر تـا ۱۰ کیلـوگرم در هکتـار، کارایی زراعی روی مصرفی در برنج تا چهار برابر و بازیابی روی تـا ۳ برابر کاهش یافت.

**جدول ۸- مقایسه میانگین‌های تاثیر سطوح مختلف کود سولفات روی بر بازیابی و کارایی زراعی کود روی**

**Table 8: Means comparison of zinc fertilizer levels effect on zinc recovery and agronomic efficiency**

| تیمار سولفات روی Zinc sulfate treatments (kg/ha) | کارایی زراعی کود روی Agronomic efficiency of Zn fertilizer (kg Y/kg Zn fertilizer) | بازیابی کود روی Recovery of Zn fertilizer (%) |
|---|---|---|
| 20 | 29.7 c | 1.67 b |
| 40 | 21.2 c | 1.10 ab |
| 60 | 9.6 d | 0.71 bc |
| 80 | 8.6 d | 0.73 bc |
| 100 | 7.7 d | 0.40 c |
| 120 | 5.2 d | 0.33 c |
| محلول پاشی سولفات روی یک هفته قبل از گلدهی Leaf spraying of zinc sulfate one week before flowering | 185 a | 21 a |
| محلول پاشی سولفات روی یک هفته بعد از گلدهی Leaf spraying of zinc sulfate one week after flowering | 51 b | 24 a |

## نتیجه‌گیری کلی

از مجموع نتایج چنین بر می‌آید که برای افزایش عملکرد سیب-زمینی در شرایطی مثل استان همدان وجود حد مناسب فسفر در خاک و یا مصرف آن در قطعات با فسفر پایین الزامی می‌باشد. برای افزایش عملکرد سیب‌زمینی لازم است به مصـرف روی توجـه کـافی مبـذول گردد. در این میان هم می‌توان از مصرف خاکی ۴۰-۲۰ کیلو گـرم در هکتار روی استفاده نمود و یا می‌توان از محلول پاشی با سولفات روی ۵ در هزار و قبل از گلدهی استفاده نمود. مصرف روی بعـد از گلـدهی هیچ تأثیری بر عملکرد غده سـیب‌زمینـی نداشـت بنـابراین مشـاهده می‌شود که زمان محلول پاشی کود روی در سیب‌زمینـی بسـیار مهـم

می‌باشد.

نکته قابل ذکر این است که برای غنی سازی غده سیب‌زمینی از عنصر روی و افزایش غلظت آن در غده مصرف میزان ۶۰ کیلوگرم سولفات روی در هکتار و یا محلول پاشی با سولفات روی لازم می‌باشد و مصرف ۴۰ کیلو گرم سولفات روی برای افزایش غلظت روی در غده کافی نمی‌باشد.

مصرف فسفر در خاک با فسفر کم و یا غلظت بالای آن در خاک باعث کاهش قابل توجه و معنی‌دار غلظت آهن، منگنز و روی غده و شاخساره سیب‌زمینی گردید. بنابراین در خاک‌هایی که غلظت این عناصر در حدود غلظت بحرانی آنها می‌باشد می‌بایست به مصرف این عناصر توجه لازم مبذول گردد. فسفر بالا باعث کاهش غلظت این عناصر در شاخساره و غده می‌گردد و احتمال دارد غلظت این عناصر را تا حد زیر بحرانی در گیاه کاهش و باعث افت عملکرد گردد.

بازیابی روی در تمام تیمارهای مصرف خاکی روی عمدتاً کمتر از دو درصد بود و چنانچه بر اساس تیمار توصیه شده این پژوهش در نظر بگیریم (مصرف ۴۰ کیلوگرم سولفات روی در هکتار) حدود ۱/۱ درصد می‌باشد. با مصرف ۴۰ کیلوگرم کود سولفات روی در هکتار در گیاه پرمصرفی مثل سیب‌زمینی کمتر از یک کیلوگرم آن در سال اول جذب غده و شاخساره شده و از دسترس گیاه خارج می‌شود و چیزی در حدود ۳۹ کیلوگرم آن در خاک باقی مانده و برای کشت‌های بعدی ذخیره می‌شود. در خاکهای آهکی روی باقیمانده عمدتاً به فرم کربناته ذخیره شده و در کشت‌های بعدی مورد استفاده قرار می‌گیرد. البته بررسی‌های بیشتر و بررسی تأثیر روی مصرف شده در سالهای بعد بر روی قابل استفاده خاک ضروری به نظر می‌رسد.

## منابع


1- Alloway B.J. 2008. Zinc in Soils and Crop Nutrition. Second Edition. Published by IZA and IFA, France. 135 P.

2- Anonymous. 2013. Iran agriculture statistics, Jihade-Agriculture Ministry, Iran.

3- Asadi Kangarshahi A., Amiri N., Malakouti M.J., and Moradi B. 2007. Effect of amount and rate of zinc sulphate on yield and quality of tangerine cv. Oshno. Soil Water Science, 21(1):1-14. (in Farsi with English abstract)

4- Barben S.A., Hopkins B.G., Jolley V.D., Webb B.L., and Nicholas B.A. 2010. Phosphorus and zinc interactions in chelator-buffered solution grown russet Burbank potato. Journal of Plant Nutrition, 33:587-601.

5- Barker A.V., and Pilbean D.J. 2007. Handbook of Plant Nutrition. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, USA.

6- Baybourdi A., and Malakouti M.J. 2001. Effects of different zinc and phosphorus levels on cadmium concentration of two potato cultivars in Sarab. Water and Soil Journal, 25(1):25-38. (in Farsi with English abstract)

7- Cakmak I. 2000. Possible roles of zinc in protecting plant cells from damage by reactive oxygen species (a review). New Phytologist, 146:185-205.

8- Cakmak I., and Hoffland L. 2012. Zinc for the improvement of crop production and human health. Plant and Soil, 361:1-2.

9- Duffner A., Hoffland E., and Temminghoff E.J. M. 2012. Bioavailability of zinc and phosphorus in calcareous soils as affected by citrate exudation. Plant and Soil, 361:165-175.

10- Eskandari A., Khazaie N.R., Nezami A., and Kafi M. 2011. Effect of irrigation regime on yield and some quality attributes of potato (*Solanum tuberosum* L.). Water and Soil Journal, 25(2):240- 247. (in Farsi with English abstract)

11- FAO. 2014. FAOSTAT. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Available in: http://faostat.fao.org/statistics.

12- Fageria N.K., Morais O.P., and Santos A.B. 2010. Nitrogen use efficiency in upland rice genotypes. Journal of Plant Nutrition, 33:1696-1711.

13- Fleisher D.H., Wang Q., Timlin D.J., Chun J.A., and Reddy V.R. 2012. Response of potato gas exchange and productivity to phosphorus deficiency and carbon dioxide enrichment. Crop Science, 52:1803-1815.

14- Gee G.W., and Bauder D. 1986. Particle size analysis. In: Dane J.H. and Topp G.C. (eds). Methods of Soil Analysis: Part4. Physical Methods. Soil Sci. Soc. Am. Book Ser. 5. Madison, WI, USA, pp. 255-292.

15- Gheibi M., and Malakouti M.J. 1997. Determination of Nutrients Critical Levels for Strategic Crops and Accurate Fertilizer Recommendation in Iran. Agricultural Education Publisher, Iran.

16- Jones J. 2001. Laboratory Guide for Conducting Soil Tests and Plant Analysis. CRC Press, LLC. USA.

17- Lambert R., Grant C., and Sauvé S. 2007. Cadmium and zinc in soil solution extracts following the application of phosphate fertilizers. Science of the Total Environment, 378:293-305.

18- Loneragan J F., and Webb M J. 1993. Interaction between zinc and other nutrients affecting the growth of plants. Pp. 119-134. Robson, A.D. (ed.) Zinc in Soils and Plants. Kluwer Academic Pub., Dordrecht.

19- Maier N.A., McLaughlin M.J., Heap M., Butt M., and Smart M.K. 2002. Effect of current-season application of calcitic lime and phosphorus fertilization on soil pH, potato growth, yield, dry matter content, and cadmium concentration. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 33:2145-2165.

20- Malakouti M.J., and Lotfollahi M.A. 2000. The Role of Zinc on the Improvement of the Quality and Yield of Agricultural Crops and the Enhancement of Peoples Health. Agricultural Education Publisher, Iran.
21- Mandal L.N., and Haldar M. 1980. Influence of phosphorus and zinc application on the availability of zinc, copper, iron, manganese and phosphorus in waterlogged rice soil. Soil Science, 130:251-257.
22- Mandal B., and Mandal L.N. 1990. Effect of phosphorus application on transformation of zinc fraction in soil and on the zinc nutrition of lowland rice. Plant and Soil, 121:115-123.
23- Marschner H. 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants. (2nd Ed). Academic Press, USA.
24- McArthur D.A.J., and Knowles N.R. 1993. Influence of species of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi and phosphorus nutrition on growth, development, and mineral nutrition of potato (*Solanum tuberosum* L.). Plant Physiology, 102:771-782.
25- Mostashari M. 2001. Effects of zinc and iron with different phosphorus rate on corn yield in Qazvin province. 7th Iranian Soil Sci. Cong., Shahrekord, Iran. Pp. 527-528.
26- Motalebifard R., Najafi N., Oustan S., Nyshabouri M. R., and Valizadeh M. 2013. The combined effects of phosphorus and zinc on evapotranspiration, leaf water potential, water use efficiency and tuber attributes of potato under water deficit conditions. Scientia Horticulturae, 162:31-38.
27- Moustaui D., Verloo M., and Pauvels J. 1991. Contribution of the study of Phosphorus- zinc interaction. Pedologie, 41(3):251- 261.
28- Navarre D.A., Goyer A., and Shakya R. 2009. Nutritional value of potatoes: vitamin, phytonutrient and mineral content. In: Singh J. and Kaur L. (eds). Advances in Potato Chemistry and Technology. Elsevier Inc., pp. 395-424.
29- Nelson L.A., and Anderson R.L. 1977. Partitioning of soil test-crop response probability. *In*: Peck T.R. (ed). Soil Testing: Correlation and Interpreting the Analytical Results. Soil Sci. Soc. Am. Book Ser. 5. Madison, WI, USA, Pp. 19-38.
30- Oroji H., and Golchin A. 2010. The effects of zinc, manganese and copper on potato yield and leaf and tuber concentrations of phosphorus and iron. JWSS - Isfahan University of Technology, 16(61):221-230. (in Farsi with English abstract)
31- Rattan R.K., and Deb D.L. 1981. Self-diffusion of zinc and iron in soils as affected by pH, $CaCO_3$, moisture, carrier and phosphorus levels. Plant Soil, 63:377-393.
32- Ryan J.R., Stefan G., and Rashid A. 2001. Soil and Plant Analysis Laboratory Manual (2nd ed). ICARDA. Aleppo, Syria, 172 P.
33- Sharma C.P., Mehrotra S.C., Sharma P.N., and Bisht S.S. 1984. Water stress induced by zinc deficiency in cabbage. Current Science, 53:44-45.
34- Shivay Y.S., Kumar D., and Prasad R. 2008. Effect of zinc-enriched urea on productivity, zinc uptake and efficiency of an aromatic rice-wheat cropping system. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 81:229-243.
35- Shojaie K., and Javaheri S. 2004. Effect of time, rate and method of zinc sulphate application on yield and zinc uptake of two potato cultivars. Agr. Res. Iran 12(1): 191-198. (in Farsi with English abstract)
36- Sparks D.L., Page A.L., Helmke P.A., Loeppert R.H., Soltanpour P.N., Tabatabaei M.A., Johnson C.T., and Sumner M.E. 1996. Methods of soil analysis. Part 3, chemical methods. Soil Sci. Soc. Am. Book Ser. 5. Madison, WI, USA.
37- Taya J., Malik J., Pandita M., and Khurana S. 1994. Fertilizer management in potato based cropping system 1: Growth and yield of potato. Journal of Indian Potato Association, 21:84-88.
38- Tehrani M.M., Pasandideh M., and Davoodi M.H. 2011. Determination of micronutrients distribution and recommendation in Guilan, Mazandaran, Kermanshah, East Azarbaijan, Hamedan and Esfahan irrigated land. Final report no. 1618, Soil and water Research Institute, karaj, Iran.
39- Trehan S.P., and Sharma R. C. 2003. Root-shoot ratio as indicator of zinc uptake efficiency of different potato cultivars. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 34(7&8):919-932.
40- Westerman L.Z. 1990. Soil Testing and Plant Analysis. Soil Sci. Soc. Am. Book Ser. 5. Madison, WI, USA.
41- Wishart J., George T.S., Brown L.K., Ramsay G., Bradshaw J.E., White P.J., and Gregory P.J. 2013. Measuring variation in potato roots in both field and glasshouse: the search for useful yield predictors and a simple screen for root traits. Plant and Soil, 368:231-249.
42- Wittenmayer L., and Merbach W. 2005. Plant responses to drought and phosphorus deficiency: contribution of phytohormones in root-related processes. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 168:531-540.
43- Zahedifar M., Karimian N., and Yasrebi J. 2010. Zinc desorption of calcareous soils as influenced by applied zinc and phosphorus and described by eight kinetic models. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 41(7):897-907.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 886-899

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۸۹۹-۸۸۶

# Effects of Zinc and Phosphorus Levels on Yield, Nutrients Uptake and Zinc Recovery and Agronomic Efficiency in Potato

**R. Motalebifard[1]***

Received: 16-05-2016
Accepted: 18-03-2017

**Introduction:** Potato production has fourth rank in the world after rice, wheat, and maize with the production of 321 million tons from 19.6 million hectares. In Iran this important crop has third rank after wheat and tomatoes with the production of 4.6 million tons. Potato is a temperate crop, growing and yielding well in cool and humid climates or seasons, but it is also cultivated in tropical to sub-polar climatic regions, and represents a major food crop in many countries. Potato is sensitive to nutrients deficiency especially phosphorus and zinc. At least one-third of the cultivated soils globally are estimated to contain too low amounts of bioavailable zinc for optimal crop production. In Iran more than 70 percent of irrigated soils suffer from zinc deficiency. Many reasons have role in mentioned deficiency such as calcareous and alkaline soils, lower organic carbon and higher application of phosphorus fertilizer. So, evaluation of zinc fertilizers efficiency is essential under different soil phosphorus conditions.

**Materials and Methods:** This project was carried out in order to investigate the effect of zinc sulfate levels on yield, nutrients concentration and zinc recovery and agronomic efficiency under different phosphorus conditions in potato (*Solanum tuberosum* L.) in Hamedan province (Tajarak station). The current research was done as a randomized complete block design with 9 treatments, three replications and three locations (with different soil phosphorus levels). The phosphorus locations were involved two locations with 10-15 mg available P per kg of soil (without or with phosphorus application) and a locations with 20-25 mg available P per kg of soil. Zinc treatments were consisted of soil application of 0, 20, 40, 60, 80, 100 and120 kg of zinc sulfate ($ZnSO_4.7H_2O$) per hectare and foliar spray of zinc sulfate at the rate of 5 grams per liter at one week before and one week after flowering. After harvesting, the tuber and shoot yield, tubers and shoot zinc uptake, nutrients concentration were measured in different parts of potato plant, and recovery and agronomic efficiency of applied zinc fertilizer were calculated.

**Results and Discussion:** The results showed that the zinc treatments significantly affected the tuber yield of potato. The application of 40 $kg.ha^{-1}$ zinc sulfate and foliar spray of Zn one week after flowering evidenced the highest and the lowest yield, respectively and the difference between these treatments were 17 percent. The differences between without Zn application and foliar spray of Zn one week after flowering were not significant on yield which showed that the time of fertilizer foliar application is very important and by delaying of foliar spray the yield could not increase. The zinc treatments affected significantly tuber zinc uptake and the foliar spray of Zn one week after flowering by 80 percent increase comparing with control, had the highest tubers zinc uptake. The tuber and shoot zinc concentration were significantly affected by the zinc sulfate levels. The highest and lowest concentration of zinc in shoot and tubers were observed in the foliar spray of Zn one week after flowering and control. This treatment caused 160 and 24 percent increasing in shoot and tubers zinc concentration in comparison with control. In spite of considered increase in zinc content by foliar application of zinc one week after flowering, the potato yield did not increase considerably. The tuber and shoot yield were affected significantly by different phosphorus locations ($p$<0.01). Application of phosphorus or higher concentration of it's in soil increased tuber and shoot yield and decreased the most of measured nutrients concentration. So the interaction between phosphorus and most of measured nutrients were negative. Increasing of soil zinc fertilizer application decreased agronomic efficiency of it. The highest zinc agronomic efficiency was obtained in the foliar spray of zinc sulfate treatments (at the rate of 5 grams per liter) especially one week before flowering (6 times higher than the soil application of zinc treatments). Zinc recovery was lower than 2 percent for all soil applied zinc levels that increased up to 20 percent in the foliar spray of Zn levels. These results showed that most of applied zinc remained in soil and could be used by the next season's crops.

1- Assistant Professor, Soil and Water Department, Hamedan Agricultural and Natural Resource Research and Education Center, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Hamedan, Iran
(*- Corresponding Author Email: motalebifard@gmail.com)

**Conclusion:** To achieve the maximum yield of potato in similar soils and conditions, application of 40 kg zinc sulfate per hectare would be recommended. Under Application of phosphorus or higher concentration of it's in soil this recommendation must be increased.

**Keywords:** Foliar spray, Nutrients concentration, Potato tubers, Soil application

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۹۱۴-۹۰۰

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 900-914

# بررسی آزادسازی پتاسیم و تغییرات کانی‌های میکا در نتیجه تلقیح میکروبی

محمدرضا ساریخانی[1*]- امید مدنی[2]- شاهین اوستان[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۳/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۰۳/۳۱

## چکیده

پتاسیم یکی از عناصر غذایی ضروری پرمصرف برای رشد و توسعه سیستم‌های زنده محسوب می‌شود. کاربرد و استفاده ریزجانداران خاک یکی از راه‌های افزایش تامین این عناصر و رشد محصول می‌باشند. برخی از باکتری‌ها در رهاسازی پتاسیم از منابع معدنی کارایی لازم را دارا می‌باشند و در سال‌های اخیر توجه به باکتری‌های آزادکننده پتاسیم با هدف تهیه کودهای زیستی بیشتر شده است. در این مطالعه توان چندین جدایه باکتری در آزادسازی پتاسیم از کانی‌های میکا در شرایط درون-شیشه‌ای بررسی شد. برای این منظور در یک آزمایش انکوباسیون میکروبی توانایی آزادسازی پتاسیم توسط پنج جدایه (S6-6، S10-3، S14-3، S19-1 و S21-1) متعلق به جنس *سودوموناس* ارزیابی شد. در این آزمایش به دلیل استفاده از کانی میکا و تری‌کلسیم فسفات در محیط کشت الکساندروف، آزادسازی پتاسیم و فسفر به صورت همزمان در فواصل زمانی پنج روز در طول آزمایش اندازه‌گیری شد. این آزمایش با در نظر گرفتن فاکتورهای باکتری (شامل ۵ جدایه باکتری و یک نمونه شاهد بدون باکتری) و کانی میکا (شامل بیوتیت و موسکویت) به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار به اجرا درآمد. رهاسازی پتاسیم از منابع کانی‌های پتاسیم‌دار موسکویت و بیوتیت در حضور منبع فسفر نامحلول تری‌کلسیم فسفات بررسی شد. انحلال فسفر از منبع تری‌کلسیم‌فسفات توسط باکتریها به روش آمونیم-وانادات-مولیبدات از طریق اسپکتروفتومتری تعیین شد و پتاسیم آزادشده در محلول از طریق فلیم‌فتومتر اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که پتاسیم و فسفر محلول در محیط کشت تلقیح شده با باکتری‌های فوق به طور معنی‌داری افزایش یافت و مقدار پتاسیم آزاد شده توسط جدایه‌ها از این محیط بین ۲/۱۷ تا ۳/۲۳ میلی‌گرم در گرم به دست آمد و بیشترین مقدار پتاسیم آزاد شده مربوط به سویه S14-3 بود که نسبت به شاهد بدون باکتری ۴۸/۸۵ درصد افزایش نشان داد و با سایر جدایه‌ها تفاوت معنی‌داری داشت. در آنالیز XRD کانی موسکویت (تیمار شده با منیزیم) در حضور تیمار S14-3، پیک ۱۹/۵ انگسترم به‌دست آمد که می‌تواند مربوط به تخلیه فضای بین لایه‌ای و پر شدن آن توسط یک‌سری از متابولیت‌های باکتریایی باشد. چنین به نظر می‌رسد که تخلیه پتاسیم از کانی‌ها رخ داده است و آزمایشات تکمیلی بیشتر برای تایید این موضوع لازم است. افزایش آزادسازی پتاسیم از کانی‌های پتاسیم و انحلال فسفر از تری‌کلسیم فسفات شاید در نتیجه تولید و آزادسازی اسیدهای آلی از باکتریها باشد.

**واژه‌های کلیدی**: باکتری‌های آزاد کننده پتاسیم، بیوتیت، هوادیدگی زیستی، XRD

## مقدمه

چهار شکل مختلف پتاسیم در خاک به ترتیب سهل الوصول بودن برای گیاهان و میکروب‌ها شامل پتاسیم محلول، تبادلی، غیر تبادلی (تثبیت شده) و ساختمانی می‌باشد (۱۷ و ۳۱). تعادل موجود بین شکل‌های مختلف پتاسیم در خاک، باعث تداوم تامین پتاسیم می گردد. نقش پتاسیم غیرتبادلی در تغذیه گیاه کاملاً به اثبات رسیده است، حتی برخی آن را منبع عمده تامین پتاسیم برای گیاه دانسته‌اند (۳۱). پتاسیم هفتمین عنصر فراوان در پوسته زمین است و به طور متوسط لایه سطحی (لیتوسفر) حاوی ۲/۵ درصد پتاسیم است (۲۷). کانی‌های مهم حاوی پتاسیم در خاک‌ها عبارتند از: میکاها و فلدسپارهای پتاسیم‌دار. میکاها کانی‌های سیلیکاته ۲:۱ هستند که بسته به کاتیون موجود در لایه اکتاهدرال به میکای دی‌اکتاهدرال (موسکویت و گلیکونیت) و میکای تری‌اکتاهدرال (بیوتیت و فلوگوپیت) تقسیم‌بندی می‌شوند (۲۶ و ۳۲). عناصر موجود در کانی‌ها زمانی برای گیاهان قابل استفاده خواهند بود که کانی‌ها دچار هوادیدگی شوند. در این میان ریزجانداران خاک شامل قارچ‌ها، باکتریها و اکتینومیست‌ها قادر به تخریب ساختار کریستالی کانی‌ها و رهاسازی پتاسیم محبوس در ساختار آن هستند (۳۲). لیو و همکاران (۱۳) با انجام آزمایشی در حضور باکتری *Bacillus mucilaginosus* تولید همزمان اسید آلی و پلی‌ساکارید را از عوامل انحلال کانی‌های

۱ و ۳- دانشیار بیولوژی و بیوتکنولوژی خاک و استاد شیمی و آلودگی خاک گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز
(*- نویسنده مسئول: Email: rsarikhani@yahoo.com)
۲- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد بیولوژی و بیوتکنولوژی خاک، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.55976

میکا توسط این باکتری دانستند. پلی‌ساکارید تولید شده توسط باکتری قادر است تا مقدار زیادی از اسیدهای آلی را به خود جذب نماید و متصل شدن پلی‌ساکارید در این وضعیت به کانی‌ها باعث ایجاد ناحیه‌ای با غلظت بالای اسیدهای آلی در نزدیکی کانی شده و به انحلال آن کمک می‌نماید. همچنین پلی‌ساکاریدها قادر به جذب سطحی $SiO_2$ می‌باشند که این موضوع تعادل بین فاز جامد و محلول را تحت تاثیر قرار داده و منجر به انحلال بیشتر $SiO_2$ و $K^+$ می‌شود. دو مکانیسم فوق در تجزیه کانی‌های سیلیکاتی به وسیله باکتری فوق مطرح می‌باشند.

نوروزی و خادمی (۲۱) تاثیر سه نوع اسید آلی (اگزالیک، سیتریک و مالیک) در رهاسازی پتاسیم از کانی‌های میکا (موسکویت و فلوگوپیت) و مطالعه تغییرات کانی‌شناسی کانی‌ها تحت تاثیر اسیدهای آلی را بررسی کردند که نتایج نشان داد سرعت رهاسازی پتاسیم بسته به نوع اسیدهای آلی و ترکیب شیمیایی و ساختمان تبلور کانی‌های میکا متفاوت است و اسید سیتریک با غلظت ۴ میلی‌مولار در بین سایر اسیدها پتاسیم بیشتری از کانی‌ها آزاد نمود و با افزایش غلظت اسیدها مقدار پتاسیم آزاد شده از کانی‌ها افزایش یافت، و کانی فلوگوپیت پتاسیم بیشتری را نسبت به مسکویت آزاد نمود. روند رهاسازی پتاسیم غیرتبادلی دارای دو فاز مشخص رهاسازی سریع در مراحل اولیه و رهاسازی با سرعت ثابت تا انتهای آزمایش بود. به نظر می‌رسد اسیدهای آلی از طریق هم‌آرایی گروه‌های کربوکسیلیک و هیدروکسیل با کاتیون‌های فلزی جذب کانی شده و هم‌آرایی قوی اسیدهای آلی، رهاسازی پتاسیم به محلول را افزایش می‌دهند. لیو و همکاران (۱۳) اسیدهای آلی و پلی‌ساکارید تولید شده توسط ریزجانداران را مکانیسم اصلی در رهاسازی پتاسیم بیان کردند. پراجاپاتی و مودی (۲۲) رهاسازی پتاسیم از کانی‌های آلومینیوسیلیکاتی را نتیجه تولید اسیدهای آلی مختلف مثل اسید سیتریک، اسید اگزالیک، اسید مالیک، اسید سوکسینیک و اسید تارتاریک معرفی کردند.

بالاگ برونستد و همکاران (۱) در آزمایشی قارچ اکتومیکوریز *Suillus tomentosus* را در محیط مایع با کانی بیوتیت در دمای اتاق تلقیح و مشاهده نمودند که هوادیدگی کانی‌ها توسط قارچ‌ها از طریق اتصال و انتقال مواد غذایی از طریق هیف نیست بلکه ناشی از اسیدی ساختن محیط کشت به وسیله اسیدهای آلی، تنفس قارچ (تولید $CO_2$) و تولید کمپلکس می‌باشد. احتمالاً قارچ‌ها نقش مهمی در هوادیدگی کانی‌ها و در دسترس قرار دادن مواد غذایی در شرایط کمبود به عهده دارند. چندین فاکتور مهم در درجه یا سرعت انحلال کانی‌های خاک و به تبع آن، رهاسازی پتاسیم مهم می‌باشند که عبارتند از: سرعت پخشیدگی اسیدهای آلی از محلول به محل واکنش و سرعت انتشار محصولات از محل انجام واکنش به تودهٔ محلول، زمان تماس بین اسیدهای آلی و سطح کانی، درجه تفکیک اسیدهای آلی، موقعیت و نوع گروه‌های عامل و مقدار تمایل جذب شیمیایی عوامل کلات‌کننده برای فلزات (۲۵). میلر و دیفاکو (۱۹) بیان کردند که تلقیح *Pseudomonas fluorescens* CHA0 به کانی ورمیکولایت باعث کاهش اندازه کانی و تجمع دانه‌ها و افزایش گرانروی کانی گردید. ساریخانی و همکاران (۲۹) در مطالعه‌ای توانایی ۷ سویه باکتریایی شامل *Pseudomonas putida* P13، *P. putida* Tabriz، *P. fluorescens* Tabriz، *P. fluorescens* Chao، *Pantoea agglomerans* P5، *Azotobacter* sp. و *Bacillus megaterium* JK3 را در رهاسازی پتاسیم از منابع کانی‌های پتاسیم‌دار موسکویت و بیوتیت در حضور منابع فسفر نامحلول (تری‌کلسیم فسفات) و محلول (دی‌سدیم فسفات) بررسی نمود. نتایج این آزمایش حاکی از آن بود که استفاده از منبع فسفر نامحلول به طور معنی‌داری میزان پتاسیم آزاد شده در محیط سنجش را افزایش داد (۶۶ درصد) و پتاسیم آزادشده از بیوتیت بیشتر از موسکوویت بود. در میان باکتریها بیشترین پتاسیم آزادشده در حضور باکتری *P. putida* P13 به دست آمد که نسبت به شاهد ۲۷ درصد پتاسیم بیشتری آزاد نمود. مقادیر پتاسیم آزادشده توسط این سویه در حضور منابع فسفر نامحلول و محلول به ترتیب ۸/۲۵ و ۴/۸۷ mg/g بود.

تحقیقات مرتبط با بحث‌های فوق به مدیریت بهتر پتاسیم و استفاده از کودهای زیستی پتاسیمی به عنوان جایگزینی برای کودهای شیمیایی کمک شایانی خواهد کرد. لذا تحقیق حاضر با اهداف: ۱- بررسی اثر تلقیح باکتریایی بر آزادسازی پتاسیم از دو کانی بیوتیت و موسکویت ۲- بررسی اثر تلقیح باکتریایی بر آزادسازی فسفر از منبع نامحلول تری‌کلسیم فسفات موجود در محیط مایع الکساندروف ۳- مقایسه سرعت آزادسازی پتاسیم درکانی‌های بیوتیت و موسکویت ۴- مطالعه تغییرات به وجود آمده در کانی‌ها در نتیجه انکوباسیون میکروبی، انجام شد.

## مواد و روش‌ها

آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با در نظر گرفتن ۳ تکرار انجام شد. فاکتورهای آزمایش شامل تلقیح میکروبی، نوع کانی و مدت زمان انکوباسیون بودند. تیمارهای آزمایش شامل پنج جدایه باکتریایی کارآمد در آزادسازی پتاسیم (S6-6، S10-3، S14-3، S19-1 و S21-1) با در نظر گرفتن نمونه شاهد بدون تلقیح و دو نوع میکا (بیوتیت و موسکویت) بودند. این جدایه‌ها همگی متعلق به جنس *سودوموناس* بوده و از بانک میکروبی گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه تبریز تهیه شدند.

### تهیه و آماده‌سازی کانی‌های مورد نیاز

با توجه به غنی بودن کانی‌های فوق از نظر پتاسیم قابل استفاده

(محلول و تبادلی) قبل از استفاده آنها در محیط کشت الکساندروف مایع، کانی‌ها به صورت زیر پیش‌تیمار شدند. کانی موسکویت از معدن زمان‌آباد همدان و بیوتیت از معدن قره‌باغ ارومیه تهیه شدند (شکل ۷ الف). ۰/۴ گرم از پودر کانی توزین شده و در ۳۰ میلی‌لیتر اسید کلریدریک ۰/۱ مولار به مدت ۳۰ دقیقه در ۱۵۰ دور در دقیقه شیک شد و بعد از سانتریفوژ نمودن در شرایط ۶۰۰۰ دور به مدت ۵ دقیقه، محلول رویی دور ریخته شد. مجدداً کانی در ۳۰ میلی‌لیتر آب مقطر شیک شده و پس از سانتریفوژ در شرایط فوق، محلول رویی آن دور ریخته شد، مرحله شستشو با آب دوبار تکرار شد. کانی اسیدشویی شده به مدت ۱ شب در دمای ۷۰ درجه سانتیگراد قرار داده شد تا خشک شود و سپس به مقدار لازم در محیط کشت استفاده شد. این مقدار کانی اسیدشویی شده برای تهیه ۲۰۰ میلی‌لیتر محیط الکساندروف قابل استفاده می‌باشد. اجزاء تشکیل دهنده محیط الکساندروف بر حسب گرم در لیتر به ترتیب برابر با ۵ گرم گلوکز، ۲ گرم تری‌کلسیم فسفات، ۲ گرم کانی میکا، ۰/۱ گرم کلرید کلسیم، ۰/۵ گرم سولفات منیزیم و ۰/۰۰۵ گرم کلرید آهن است (۱۳).

### انکوباسیون در محیط مایع الکساندروف

در این آزمایش پنج جدایه S6-6، S10-3، S14-3، S19-1 و S21-1 متعلق به جنس *سودوموناس* مورد استفاده قرار گرفتند. برای انجام غربالگری در محیط مایع ابتدا کشت شبانه باکتری‌ها در محیط NB انجام پذیرفت و از آنجا که هدف وارد نمودن جمعیت بالایی از باکتریها جهت آزمایش است تا بتوان در مدت انکوباسیون تغییرات بوجود آمده را در کانی مشاهده نمود لذا زادمایه اولیه به شرح زیر تهیه شد. کشت شبانه ۵ ایزوله برتر در ۲۰ میلی‌لیتر NB انجام شد و بعد از رشد مناسب و همگن آنها با انجام سانتریفوژ به مدت ۵ دقیقه در دور ۴۰۰۰، باکتری را در ته فالکون رسوب داده و روشناور دور ریخته شد. به کمک آب مقطر استریل یا سرم نمکی ۰/۹ درصد استریل اقدام به شستشوی رسوب باکتری شد تا هرگونه ناخالصی از آن برطرف شود. سپس رسوب باکتری در ۳ میلی‌لیتر آب مقطر یا سرم حل شده و در هر ارلن حاوی محیط مایع الکساندروف که به میزان ۴۰ میلی‌لیتر تهیه شده است، ۱ میلی‌لیتر تلقیح می‌شود. پس از تلقیح میکروبی تحت شرایط فوق‌الذکر، انکوباسیون به مدت ۳۰ روز در دمای ۲۶ درجه سانتیگراد با شرایط شیک ۱۵۰ دور در دقیقه انجام گرفت. در زمان‌های ۰، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۲۵ و ۳۰ روز، ۲ میلی‌لیتر از محیط‌های فوق برداشته شد و با استفاده از آب مقطر بعد از رساندن به حجم نهایی ۱۰ میلی‌لیتر در شرایط سانتریفیوژ با دور ۶۰۰۰ به مدت ۵ دقیقه، اجزاء محیط رسوب داده شد و از بخش روشناور برای تعیین میزان پتاسیم آزاد شده و همچنین مقدار فسفر محلول استفاده شد.

### اندازه‌گیری پتاسیم آزاد شده و فسفر محلول

برای اندازه‌گیری پتاسیم آزاد شده از منابع کانی میکای موجود در محیط الکساندروف مایع بعد از تلقیح میکروبی، از روش فلیم‌فتومتری استفاده شد. برای اندازه‌گیری فسفر محلول آزاد شده از منبع تری‌کلسیم فسفات موجود در محیط الکساندروف مایع بعد از تلقیح میکروبی، از روش رنگ زرد (معرف نیترواناداومولیبدات) استفاده شد. بعد از افزودن آن به نمونه مورد آزمایش با ایجاد رنگ زرد که ناشی از حضور فسفر و تشکیل کمپلکس فسفووانادومولیبدات است، جذب آن در طول موج ۴۳۰ نانومتر توسط اسپکتروفتومتر اندازه‌گیری شد.

### تیمارهای آماده‌سازی کانی برای XRD

برای مطالعات کانی‌شناسی، نمونه‌هایی انتخاب شدند که بیشترین پتاسیم را در حضور کانی میکا آزاد کردند، همچنین نمونه کانی میکا در تیمار شاهد بدون تلقیح میکروبی نیز برای مقایسه مورد استفاده قرار گرفت. جهت آماده‌سازی نمونه‌ها برای آزمایشات پراش پرتو ایکس، در پایان ۳۰ روز تکرارهای هر ایزوله با هم مخلوط شده و بعد از حذف مواد آلی (بیوماس میکروبی) به وسیله آب اکسیژنه، نمونه‌های اشباع با منیزیم تهیه شدند. سپس نمونه‌های اشباع با منیزیم بر روی اسلاید قرار گرفتند.

### حذف مواد آلی

در این مرحله نسبت کانی به آب یک به یک تا یک به دو می‌باشد. در ابتدا پنج میلی‌لیتر محلول پراکسید هیدروژن ($H_2O_2$) ۳۰ درصد حجمی اضافه شد و پس از بهم زدن تا فروکش کردن جوشش صبر گردید. این عمل آنقدر ادامه یافت تا جوششی مشاهده نشود. سپس بشر در حمام آبی با درجه حرارت ۶۵ تا ۷۰ درجه سلسیوس قرار داده شد و افزودن آب اکسیژنه تا مشاهده عدم جوشش ادامه یافت. پس از آن برای از بین بردن آب اکسیژنه اضافی حدوداً یک ساعت حرارت دادن ادامه یافت در حالی‌که از خشک شدن نمونه احتراز گردید. سپس نمونه به یک لوله سانتریفوژ منتقل شد و در ۱۶۰۰ تا ۲۲۰۰ دور در دقیقه بمدت ۱۰ الی ۱۵ دقیقه سانتریفوژ گردید و محلول رویی دور ریخته شد. سپس محلول ته‌نشین شده را در پتریدیش ریخته و به داخل آون منتقل شد و در ۶۵ درجه سلسیوس به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند و سپس پودر کانی‌های بیوتیت و موسکویت تحت تیمار با منیزیم قرار گرفتند (۱۵).

### اشباع با منیزیم

در این مرحله بعد از حذف مواد آلی به مقدار کافی (پنج میلی‌لیتر) استات منیزیم ۵ مولار به نمونه‌ها اضافه گردید. بعد از آن نمونه‌ها به یک لوله سانتریفوژ منتقل شد و به مدت پنج دقیقه در ۱۵۰۰ دور در

دقیقه سانتریفوژ گردیدند و محلول رویی دور ریخته شد. سپس دو بار با استات منیزیم ۰/۵ مولار و دو بار با محلول کلرید منیزیم ۰/۵ مولار و هر بار با ۱۰ میلی‌لیتر شستشو (شامل تکان دادن، سانتریفوژ کردن و دور ریختن محلول زلال رویی) گردید و بدین ترتیب مرحله اشباع‌سازی با منیزیم کامل شد. به منظور حذف املاح اضافی نمونه‌ها یکبار با ۱۰ میلی‌لیتر محلول متانول ۵۰ درصد و یکبار با ۱۰ میلی‌لیتر محلول متانول ۹۵ درصد و در نهایت با ۱۰ میلی‌لیتر محلول استون ۹۵ درصد مورد شستشو قرار گرفت. این عمل تا زمانی که با اضافه کردن محلول نیترات نقره ۰/۱ مولار محلول زلال رویی کدر نشود ادامه یافت و سپس نمونه‌ها روی لام هوا خشک شدند (۱۵).

## نتایج و بحث

### اثر جدایه‌های باکتری، نوع کانی و مدت زمان انکوباسیون در رهاسازی پتاسیم

تجزیه واریانس داده‌ها نشان می‌دهد که سویه‌های مورد آزمایش اثر معنی‌داری در سطح ۱ درصد بر آزادسازی پتاسیم در محیط دارند (جدول ۱). غلظت پتاسیم رهاشده از کانی‌های میکایی، تحت تأثیر جدایه‌های باکتریایی مختلف در جدول ۲ آمده است. در بین جدایه‌های مختلف، جدایه‌ی S14-3 توانسته است بیشترین مقدار پتاسیم از کانی‌های میکایی آزاد کند (جدول ۲)، میزان پتاسیم رهاشده در هر دو کانی توسط جدایه‌ی S14-3 با مقدار $3/23\ mg\ g^{-1}$ بود و نسبت به شاهد بدون باکتری ۴۸/۸۵ درصد افزایش نشان داد. از طرفی کمترین غلظت پتاسیم مربوط به تیمار S10-3 با مقدار $2/41\ mg\ g^{-1}$ بود، که نسبت به شاهد بدون باکتری ۱۱ درصد افزایش نشان داد. به صورت کلی می‌توان این طور نتیجه‌گیری کرد که جدایه‌ی S14-3، توانایی بیشتری برای آزاد نمودن پتاسیم از کانی‌ها دارد و با افزایش مدت زمان روند افزایشی مشاهده می‌شود.

بسیاری از ریزجانداران بومی خاک دارای پتانسیل متحرک نمودن عناصر غذایی تثبیت شده از منابع معدنی می‌باشند. باکتری‌های سیلیکاتی قادر به آزادسازی پتاسیم، سیلیسیم و آلومینیوم از مواد معدنی نامحلول یا سیلیکاتها هستند و به همین دلیل به این نام نامگذاری شده‌اند. گزارشاتی مبنی بر تاثیر جامعه میکروبی خاک از جمله قارچ‌های میکوریز (۱۸ و ۳۰)، قارچ‌هایی نظیر *Aspergillus fumigatus*، *Penicillium* (۱۲) و همچنین باکتریهای خاک نظیر جنس‌های *Bacillus* (۱۱)، *Pseudomonas*، *Rhizobium* و *Micrococcus* در رهاسازی پتاسیم از منابع خاکی وجود دارد (۱۴).

**جدول ۱- تجزیه واریانس اثر انکوباسیون جدایه‌های منتخب بر رهاسازی پتاسیم و فسفر از محیط الکساندروف در حضور کانی‌های مسکویت و بیوتیت**

**Table 1- Analysis of variance the effect of bacterial isolates on potassium releasing and phosphate solubility in Aleksandrov medium containing biotite and muscovite**

| | میانگین مربعات Mean of Square | | |
|---|---|---|---|
| منبع تغییر Source of Variation | درجه آزادی Degree of Freedom | غلظت فسفر Phosphorus concentration | غلظت پتاسیم Potassium concentration |
| جدایه‌های باکتریایی Bacteria | 5 | 39237.53** | 5.37** |
| کانی Mica | 1 | 21288.74** | 202.29** |
| باکتری × کانی B×M | 5 | 1580.39** | 2.33** |
| زمان Time | 6 | 54857.23** | 21.5** |
| باکتری × زمان B×T | 30 | 3885.98** | 0.34** |
| کانی × زمان M×T | 6 | 819.09** | 3.28** |
| باکتری × کانی × زمان B×T×M | 30 | 500.05** | 0.14** |
| خطا Error | 168 | 282.10 | 0.193 |
| ضریب تغییرات CV% | | 19.57 | 18.75 |

* و ** به ترتیب بیانگر تفاوت معنی‌دار در سطوح احتمال ۵ و ۱ درصد می باشند و ns یعنی تفاوت معنی‌دار نیست

** Significant at the 1% level, * significant at the 5% level, ns non-significant

سوگومووران و جانارتانام (۳۲) در آزمایشی به بررسی میزان انحلال کانی‌های میکروکلین، موسکویت و اورتوکلاز در حضور باکتری *B. mucilaginosus* MCRCp1 پرداختند. بیشترین میزان انحلال پتاسیم به میزان ۴/۲۹ میلی‌گرم در لیتر مربوط به کانی میکای موسکویت بود. انحلال پودر سنگ حاوی پتاسیم (ذرات بین ۰/۰۵ تا ۰/۰۰۲ میلی‌متر) به وسیله دو سویه قارچ *A. niger* در آزمایشی به مدت ۳۵ روز تحت شرایط دمای ۳۰ درجه سلسیوس و تکان دادن در ۱۶۰ دور در دقیقه به وسیله لوپزآسد و همکاران (۱۴) بررسی شد. نسبت بالای پتاسیم محلول به پتاسیم کل در پودر سنگ حکایت از پتانسیل بالای قارچ در رهاسازی پتاسیم نامحلول داشت.

این آزمایش با تلقیح قارچ در محیط کشت فاقد پتاسیم و حاوی پودر سنگ حاوی پتاسیم انجام شد. تیمار شاهد نیز بدون تلقیح قارچ و با در نظر گرفتن تمام اجزای محیط لحاظ شد. آنان عنوان داشتند که دو سویه CCT4355 و CCT911 متعلق به گونه *A. niger* توانایی بالایی در رهاسازی پتاسیم از کانی‌های اولترامافیک دارند و می‌توانند به عنوان کود زیستی از آنها استفاده کرد. هوف و همکاران (۷) تاثیر باکتریهای *Shewanella putrefaciens*، *Bacillus subtilis*، *Streptomyces acisdiscabies*، *Schizophyllum commune* را در *انحلال* کانی بیوتیت در مدت ۳۵ روز در انکوباسیون در شرایط pH قلیایی (pH=۹/۵) مورد آزمون قرار داده و مشاهده کردند که آزادسازی پتاسیم از بیوتیت در حضور ریزجانداران به صورت غیرمتجانس ابتدا از فضای بین‌لایه‌ای و سپس از خود لایه‌ها می‌باشد. همچنین خروج پتاسیم از لایه‌ها به دلیل جذب $Na^+$، $H_3O^+$ و $NH_4^+$ بوده و جایگزینی آمونیوم در حضور باکتریها ۶ برابر شاهد بود. رحیم زاده و همکاران (۲۳) اثر باکتری های حل کننده سیلیکات بر آزادسازی پتاسیم از کانی میکایی گلوکونیت در ریزوسفر گیاه کلزا را مورد بررسی قرار دادند و بیان کردند که بیش ترین جذب به گیاهان رشد کرده در تیمار تغذیه شده با محلول غذایی کامل و شامل باکتری حل کننده سیلیکات مربوط بوده است. غلظت پتاسیم در تیمار تغذیه شده با محلول غذایی کامل و عاری از باکتری و تیمار تغذیه شده با محلول غذایی بدون پتاسیم و شامل باکتری اختلاف معنی‌داری نداشته است که این مسأله نشان دهنده تأثیر قابل توجه باکتری حل کننده سیلیکات در تأمین پتاسیم برای گیاه است. سلاجقه تذرجی و همکاران (۲۸) بیان کردند که جدایه‌های مختلف استخراج شده از گیاهان پسته و سورگوم و پیاز و شبدر باعث افزایش کلنیزاسیون میکوریزایی پسته و مشخص شد که تلقیح با میکوریزا، سبب افزایش وزن خشک و ارتفاع و نیز محتوای فسفر، نیتروژن و پتاسیم گیاهان میکوریزی نسبت به گیاهان غیرمیکوریزایی شدند.

### اثر کانی میکا در غلظت پتاسیم آزاد شده

طبق جدول ۱ تجزیه واریانس غلظت پتاسیم آزاد شده از کانی‌های پتاسیم‌دار در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار می‌باشد. و همچنان که در جدول ۲ دیده می‌شود پتاسیم بیشتری از کانی بیوتیت نسبت به موسکویت آزاد شده است که این امر را می توان به فاکتور-های مختلفی مثل ماهیت کانی‌های پتاسیم‌دار که شامل ساختار کریستالی، ترکیب شیمیایی کانی، درجه تخلیه و تغییر بار لایه‌ای کانی نسبت داد (۳۱). همچنین می‌توان به سهولت هوادیدگی بیوتیت در مقایسه با مسکویت نسبت داد (۴). بیوتیت از نوع تری‌اکتا هدرال بوده ولی موسکویت دی‌اکتاهدرال می‌باشد حضور منیزیم و آهن در این کانی هوادیدگی بیولوژیکی یا شیمیایی آن را آسان‌تر می‌سازد (۳۱). موقعیت هیدروکسیل نسبت به ورقه‌های سیلیکات در مسکویت، مایل بوده و فاصله بین پروتون و پتاسیم زیادتر است و بنابراین کمتر دفع می‌شود ولی در بیوتیت، این موقعیت عمودی بوده و پروتون نزدیک پتاسیم قرار گرفته و نیروی دافعه بیشتری دارد. علاوه بر آن ابعاد ورقه‌های اکتاهدرال در مسکویت، کوچکتر از بیوتیت است، در نتیجه پتاسیم در مسکویت با نیروی بیشتری نگهداری می شود (۹) .در مطالعه نوروزی و خادمی (۲۱) که به بررسی تاثیر سه نوع اسید آلی (اگزالیک، سیتریک و مالیک) در رهاسازی پتاسیم از کانی‌های میکا (موسکویت و فلوگوپیت) پرداختند آنها نیز عنوان داشتند کانی فلوگوپیت پتاسیم بیشتری را نسبت به مسکویت آزاد نمود.

### روند رهاسازی پتاسیم از کانی‌های میکایی طی انکوباسیون میکروبی

روند رهاسازی پتاسیم برای کانیهای میکایی به عنوان تابعی از زمان تحت تأثیر جدایه‌های باکتریایی در جدول ۲ آمده است. در طول انکوباسیون رهاسازی پتاسیم در مراحل اولیه کندتر و سپس با گذشت زمان به تدریج افزایش یافت. محققین مختلفی علت این افزایش رهاسازی از کانی‌های آلومینیوسیلیکاتی را نتیجه تولید اسیدهای آلی مختلف مثل اسید سیتریک، اسید اگزالیک، اسید مالیک، اسید سوکسینیک و اسید تارتاریک و پلی‌ساکاریدها تولید شده از ریزجانداران معرفی کردند (۱۳ و ۲۲).

روند رهاسازی پتاسیم برای کانیهای میکایی به عنوان تابعی از زمان تحت تأثیر تیمارهای مختلف باکتریایی در شکل ۱ نشان داده شده است. در تمام این نمونه‌ها، رهاسازی پتاسیم در مراحل اولیه سریع‌تر و سپس با گذشت زمان به تدریج کاهش می‌یابد تا اینکه تعادل ظاهری حاصل شود و سپس رهاسازی با سرعت ثابتی ادامه می‌یابد. تا زمان ۵ روز ، آزاد سازی پتاسیم روند افزایشی داشته و سپس تا زمان ۳۰ روزه افزایش و کاهش‌هایی در بسیاری از تیمارها در زمانهای مختلف مشاهده شد.

حسین پور (۸) مقدار پتاسیم غیرتبادلی آزاد شده به وسیله عصاره‌گیری متوالی با اسید سیتریک را به عنوان تابعی از زمان از رس‌های خالص مطالعه نمود و مشاهده کرد که سرعت آزاد شدن پتاسیم غیر تبادلی در کلیه رس‌ها در مراحل اولیه زیاد، سپس کند شده و با سرعت نسبتاً ثابتی ادامه می‌یابد. ضرابی و همکاران (۳۳) نیز در آزمایش خود مشاهده کردند که رهاسازی در مراحل اولیه در تمام خاکها سریع است و در مراحل بعدی با سرعت کمتری تا انتهای آزمایش ادامه دارد و نتیجه گرفتند که فاکتورهایی مثل اندازه ذرات کانی‌های حاوی پتاسیم و شرایط محیطی خاک بر روی رهاسازی پتاسیم تأثیر می‌گذارد. فرشادی‌راد و همکاران (۳) به بررسی سرعت رهاسازی پتاسیم غیرتبادلی در خاک، بخش رس و سیلت ۴ نمونه از

خاک‌های لسی و شبه لسی استان گلستان با استفاده از کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار پرداختند. رهاسازی پتاسیم در تمام خاک‌ها در مراحل اولیه سریع بود و در مراحل بعدی با سرعت کم‌تری تا پایان آزمایش ادامه یافت. در بین اندازه‌های مختلف ذرات خاک، بخش رس بیش‌ترین مقدار و سرعت آزادسازی پتاسیم را نشان داد.

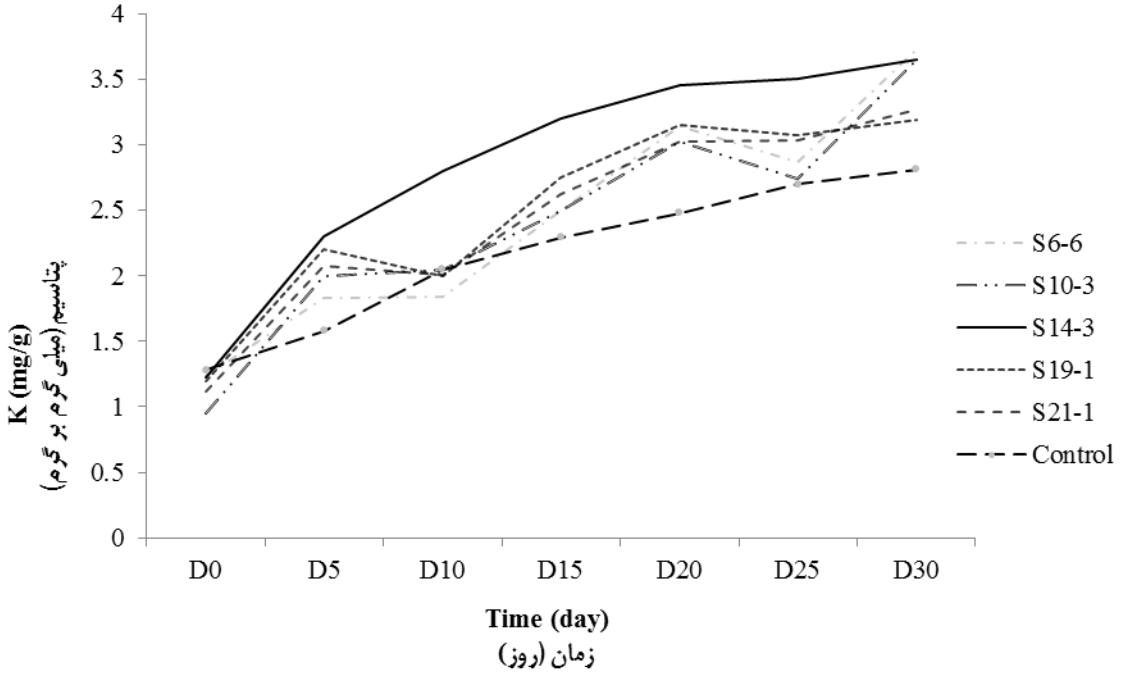
**جدول ۲-مقایسه اثر تیمارهای باکتریایی، کانی و زمان در آزاد سازی پتاسیم از کانی‌های میکایی و در انحلال فسفر از منبع نامحلول فسفر**

**Table 2- Mean comparison the effect of bacteria, mica and time of incubation on potassium releasing from micas and phosphate solubility from insoluble phosphate source**

| | | P (mg/l) | K (mg/g) |
|---|---|---|---|
| تیمار باکتریایی **Bacteria** | S6-6 | 72.69 c | 2.45 b |
| | S10-3 | 108.29 a | 2.41 b |
| | S14-3 | 107.57 a | 3.23 a |
| | S19-1 | 106.72 a | 2.51 b |
| | S21-1 | 89.28 b | 2.45 b |
| | Control | 30.39 d | 2.17 c |
| کانی **Mica** | Biotite | 76.63 b | 3.44 a |
| | Muscovite | 95.02 a | 1.64 b |
| زمان **Time** | D0 | 13.13 e | 1.24 e |
| | D5 | 71.66 d | 2.01 d |
| | D10 | 77.85 d | 2.14 d |
| | D15 | 100.87 b | 2.69 c |
| | D20 | 92.76 c | 3.15 b |
| | D25 | 104 b | 3.13 b |
| | D30 | 140.5 a | 3.38 a |

در هر ستون میانگین‌های دارای حروف یکسان از نظر آماری در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار نمی‌باشند. D0 تا D30: زمان صفر تا ۳۰ روز.

In each column the means with the same letters don't have significant differences at p<0.05. D0 t0 D30 represents the time of incubation from 0 to 30 days.




**شکل ۱- روند رهاسازی پتاسیم با زمان از کانی های میکایی درتیمارهای مختلف**

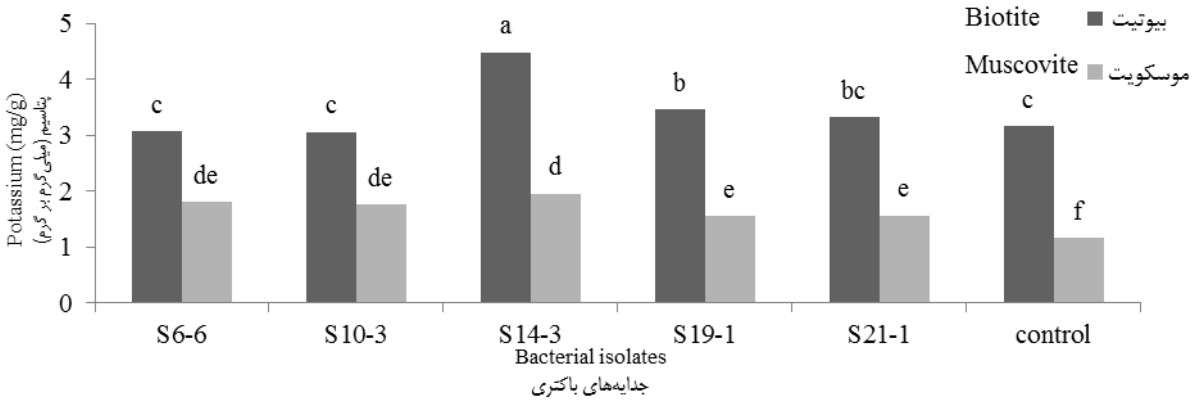
**Figure 1- Trend of potassium release at different time of incubation by bacterial isolates**

### اثر متقابل باکتری و کانی بیوتیت و مسکویت در آزاد سازی پتاسیم

تجزیه واریانس جدول ۱ نشان می‌دهد که سویه‌های مورد آزمایش اثر معنی‌داری در سطح ۱ درصد بر آزاد سازی پتاسیم و فسفر در محیط دارند. همچنین مقایسه میانگین‌ها در شکل ۲ نشان می‌دهد که بیشترین غلظت پتاسیم در حضور کانی بیوتیت و موسکویت مربوط به تیمار S14-3 به ترتیب با مقادیر $4/49\ mg\ g^{-1}$ و $1/96\ mg\ g^{-1}$ بود. از طرفی کمترین غلظت پتاسیم در حضور کانی بیوتیت و موسکویت به ترتیب مربوط به تیمار S10-3 ($3/07\ mg\ g^{-1}$) و S19-1 ($1/56\ mg\ g^{-1}$) بود.

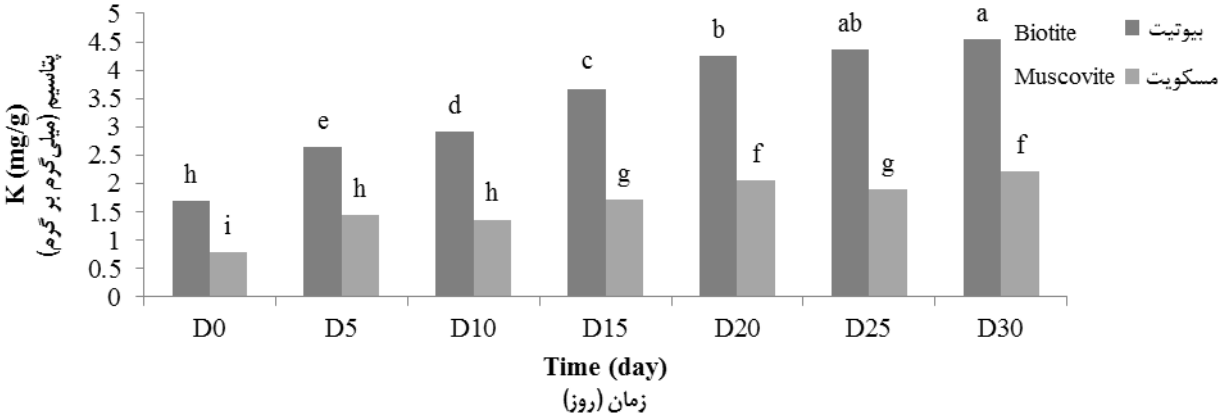
در مسکویت اولاً موقعیت هیدروکسیل نسبت به ورقه‌های سیلیکات، مایل بوده و فاصله بین پروتون و پتاسیم زیادتر است و بنابراین کمتر دفع می‌شود ولی در بیوتیت، این موقعیت عمودی بوده و پروتون نزدیک پتاسیم قرار گرفته و نیروی دافعه بیشتری دارد. ثانیاً ابعاد ورقه‌های اکتاهدرال در مسکویت، کوچکتر از بیوتیت است. در نتیجه پتاسیم در مسکویت با نیروی بیشتری نگهداری می شود (۹).

در بررسی اثر متقابل زمان و کانی میکا در آزاد سازی پتاسیم، همان‌طور که در شکل ۳ آمده است روند افزایشی با گذشت زمان قابل مشاهده است و بیشترین افزایش در حضور کانی بیوتیت مشاهده می‌شود.




**شکل ۲- اثر متقابل ۵ جدایه کارآمد با کانی بیوتیت و مسکویت در آزاد سازی پتاسیم**

**Figure 2- Interaction effect of mineral type and bacterial isolates on releasing of potassium from muscovite and biotite**




**شکل ۳- اثر متقابل زمان و کانی بیوتیت و مسکویت در آزاد سازی پتاسیم**

**Figure 3- Interaction effect of mineral type and incubation time on releasing of potassium from muscovite and biotite**

### اثر جدایه‌های باکتریایی در انحلال فسفر

با توجه به اینکه در محیط الکساندروف از تری‌کلسیم فسفات به عنوان منبع فسفر استفاده می‌شود می‌توان همزمان در این محیط میزان انحلال فسفات را نیز سنجید بر همین اساس در حضور دو

کانی میکا انحلال فسفر نیز سنجیده شد.

تجزیه واریانس جدول ۱ نشان می‌دهد که سویه‌های مورد آزمایش اثر معنی‌داری در سطح ۱ درصد بر آزادسازی فسفر در محیط دارند. غلظت فسفر رهاشده از منبع نامحلول تری‌کلسیم فسفات، تحت تأثیر جدایه‌های باکتریایی مختلف در جدول ۲ آمده است در بین جدایه‌های مختلف، جدایه‌ی S10-3 توانسته است بیشترین مقدار فسفر را از منبع تری‌کلسیم فسفات آزاد کند (جدول ۲)، میزان فسفر رهاشده توسط جدایه‌ی S10-3 با مقدار $mg\ l^{-1}$ ۱۰۸/۲۹ که نسبت به شاهد بدون باکتری حدود ۳/۶ برابر افزایش نشان داد. از طرفی کمترین غلظت فسفر مربوط به تیمار S6-6 با مقدار $mg\ l^{-1}$ ۷۲/۶۹ بود، که نسبت به شاهد بدون باکتری تقریباً ۲/۴ برابر افزایش نشان داد.

گزارش‌های متعددی از توانایی گونه‌های مختلف باکتری در انحلال فسفات معدنی کم محلول از قبیل تری‌کلسیم فسفات، دی-کلسیم فسفات، هیدروکسی آپاتیت و سنگ فسفات وجود دارد. در بین باکتری‌هایی با این قابلیت، جنس‌های *Pseudomonas*، *Bacillus*، *Rhizobium*، *Burkholderia*، *Agrobacterium*، *Achromobacter*، *Flavobacterium* (۲۴) و *Pantoea agglomerans* (۱۰ و ۱۶) مشاهده می‌شود.

همانطور که در جدول ۲ مشاهده می‌شود میزان آزادسازی فسفر از منبع نامحلول تری‌کلسیم فسفات موجود در محیط الکساندوف در حضور کانی مسکویت نسبت به بیوتیت بیشتر بوده است. این موضوع به نوعی بیانگر مکانیسم تقریباً مشابه آزادسازی پتاسیم و انحلال فسفر می باشد. ساریخانی و همکاران (۲۹) نشان دادند زمانیکه منابع فسفر نامحلول در مقایسه با فسفر محلول استفاده می شود، آزادسازی پتاسیم افزایش می یابد و بالعکس زمانیکه کانی سخت رهاشونده‌ای مثل موسکویت در مقایسه با بیوتیت استفاده می شود انحلال فسفر افزایش می یابد. این موضوع می تواند مکانیسم مشترک و هم‌افزایی انحلال فسفر و آزادسازی پتاسیم در حضور منابع نامحلول و سخت رهاشونده را نشان دهد.

## روند رهاسازی فسفر از کانی‌های میکا طی انکوباسیون میکروبی

روند رهاسازی فسفر برای کانیهای میکا به عنوان تابعی از زمان تحت تأثیر جدایه‌های باکتریایی در جدول ۲ آمده است. در طول انکوباسیون رهاسازی فسفر در مراحل اولیه کندتر و سپس با گذشت زمان به تدریج افزایش یافتند. به‌طور کلی پذیرفته شده است که اسیدهای آلی تولید شده توسط ریزجانداران مکانیسم اصلی برای انحلال فسفات معدنی خاک است (۳۱). تولید اسیدهای آلی منجر به اسیدی شدن سلولهای میکروبی و ناحیه‌ی اطراف آن می‌شود. به نظر می‌رسد اسیدگلوکونیک، مهم‌ترین عامل انحلال فسفات معدنی باشد (۳۲).

## روند انحلال فسفر با زمان از منبع نامحلول فسفر درتیمارهای مختلف

روند رهاسازی فسفر از منبع نامحلول تری‌کلسیم فسفات موجود در محیط مایع الکساندروف به عنوان تابعی از زمان تحت تأثیر تیمارهای مختلف باکتریایی در شکل ۴ آمده است. در تمام این نمونه‌ها، به جزء تیمار S6-6 و شاهد، در بقیه تیمارها رهاسازی فسفر در مراحل اولیه سریع‌تر و سپس با گذشت زمان به تدریج کاهش می‌یابد تا اینکه تعادل ظاهری حاصل شود و سپس رهاسازی با سرعت ثابتی ادامه می‌یابد. تا زمان ۵ روز، آزاد سازی فسفر به جزء تیمار S6-6 و شاهد روند افزایشی داشته و سپس تا زمان ۳۰ روز افزایش و کاهش‌هایی در بسیاری از تیمارها در زمانهای مختلف مشاهده شد.

## اثر متقابل باکتری و کانی بیوتیت و مسکویت در انحلال فسفر

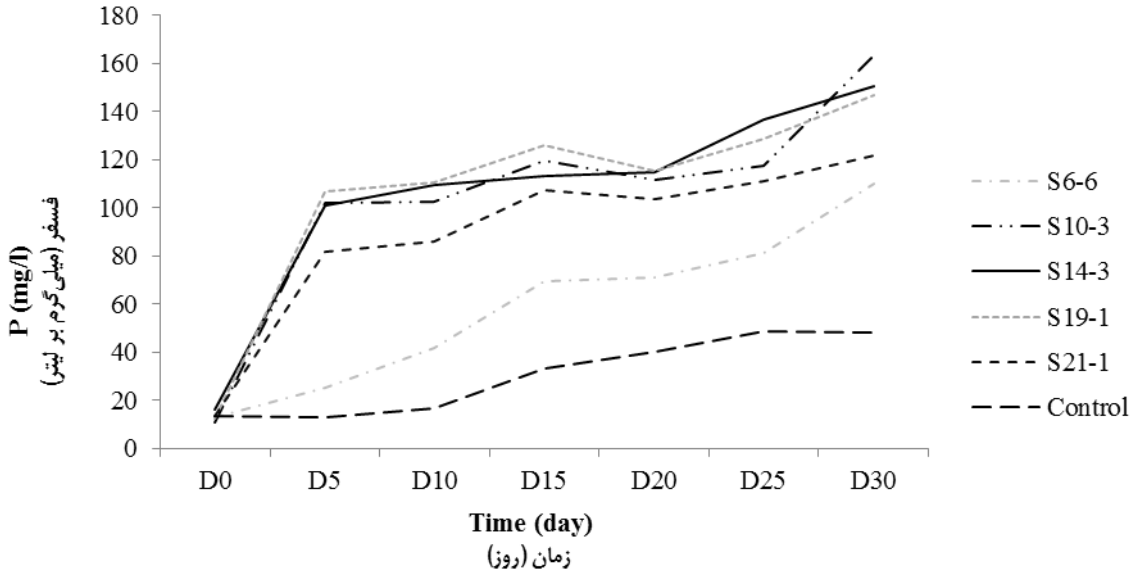
تجزیه واریانس جدول ۱ نشان می‌دهد که سویه‌های مورد آزمایش اثر معنی‌داری در سطح ۱ درصد بر انحلال فسفر دارند. همچنین مقایسه میانگین‌ها در شکل ۵ نشان می‌دهد که بیشترین غلظت فسفر در حضور کانی بیوتیت و موسکویت مربوط به تیمار S10-3 به ترتیب با مقادیر $mg\ l^{-1}$ ۱۱۷/۶۱ و $mg\ l^{-1}$ ۹۸/۹۷ بود. از طرفی در بین باکتریها کمترین غلظت فسفر در حضور دو کانی مربوط به تیمار S6-6 با مقادیر $mg\ l^{-1}$ ۷۳/۳۶ و $mg\ l^{-1}$ ۷۲/۰۳ بود.

در بررسی اثر متقابل زمان و کانی میکا در انحلال پتاسیم، همان‌طور که در شکل ۶ آمده است روند افزایشی با گذشت زمان قابل مشاهده است و بیشترین افزایش در حضور کانی بیوتیت مشاهده می‌شود.

## مطالعه پراش پرتو ایکس به منظور بررسی تغییر شکل کانی‌های میکایی تحت تأثیر جدایه‌های باکتریایی

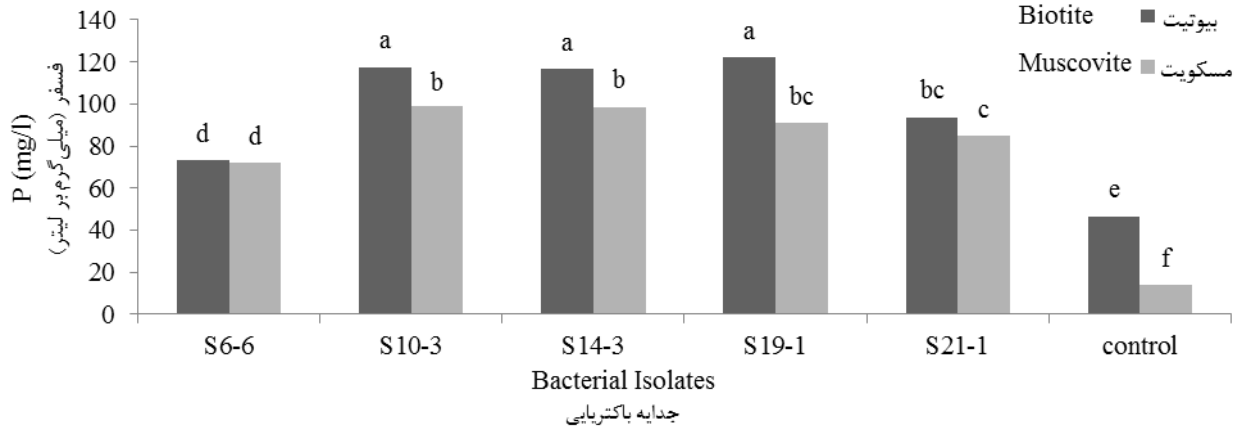
به منظور بررسی تغییرات کانی شناسی در کانی‌های میکایی پس از انکوباسیون ۳۰ روزه با جدایه‌های کارآمد در آزادسازی پتاسیم، از مطالعه پراش پرتو ایکس (XRD) استفاده شد. در مورد کانی موسکویت دیفرکتوگرام تیمار اشباع با منیزیم برای نمونه شاهد و پس از تیمار شدن با باکتری S14-3 در شکل ۷–ب نشان داده شده است. بطور کلی از مشخصه کانی میکا وجود دو مرتبه پیک ۱۰ انگستروم و ۵ انگستروم است که در شکل‌های ۷ الف و ۷ ب مشخص است. همان‌طور که در شکل مشخص است ظهور پیک ۱۹/۵ انگستروم

احتمالاً مربوط به فضای بین لایه‌ای است که توسط یکسری از متابولیت‌های باکتریایی پر شده است. پیشنهاد شده است که لیگاندهای آلی کوچک ممکن است با ورود به فضای بین لایه‌ای در خارج نمودن پتاسیم دخالت داشته باشند (۱۲). محققین مختلفی تولید ترکیبات آلی مختلف همانند سیترات، اگزالات، مالات، سوکسینات و تارتارات و پلی‌ساکاریدها تولید شده از ریزجانداران را در این امر دخالت می‌دانند و آن را عاملی برای علت این افزایش رهاسازی پتاسیم از کانی‌های آلومینیوسیلیکاتی می‌دانند (۱۳ و ۲۲). تخلیه پتاسیم بین لایه‌ای و جایگزینی آن با این متابولیت‌ها می‌تواند باعث این تغییر باشد. البته انجام آزمایشات بیشتر در این مورد ضروری به نظر می‌رسد. آزاد سازی پتاسیم در بیوتیت نسبت به مسکویت بیشتر بوده که این امر را می‌توان به فاکتورهای مختلفی مثل ماهیت کانی‌های پتاسیم‌دار که شامل ساختار کریستالی، ترکیب شیمیایی کانی، درجه تخلیه و تغییر بار لایه‌ای کانی نسبت داد (۳۱).



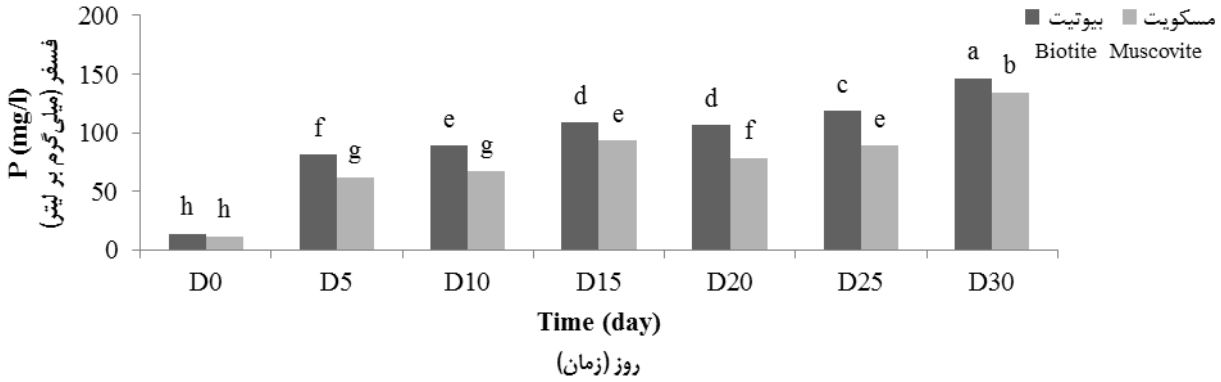

**شکل ٤- روند رهاسازی فسفر با زمان از منبع نامحلول فسفر در تیمارهای مختلف**

**Figure 4- Trend of phosphate solubility from insoluble source of phosphate by bacterial isolates at different time of incubation**



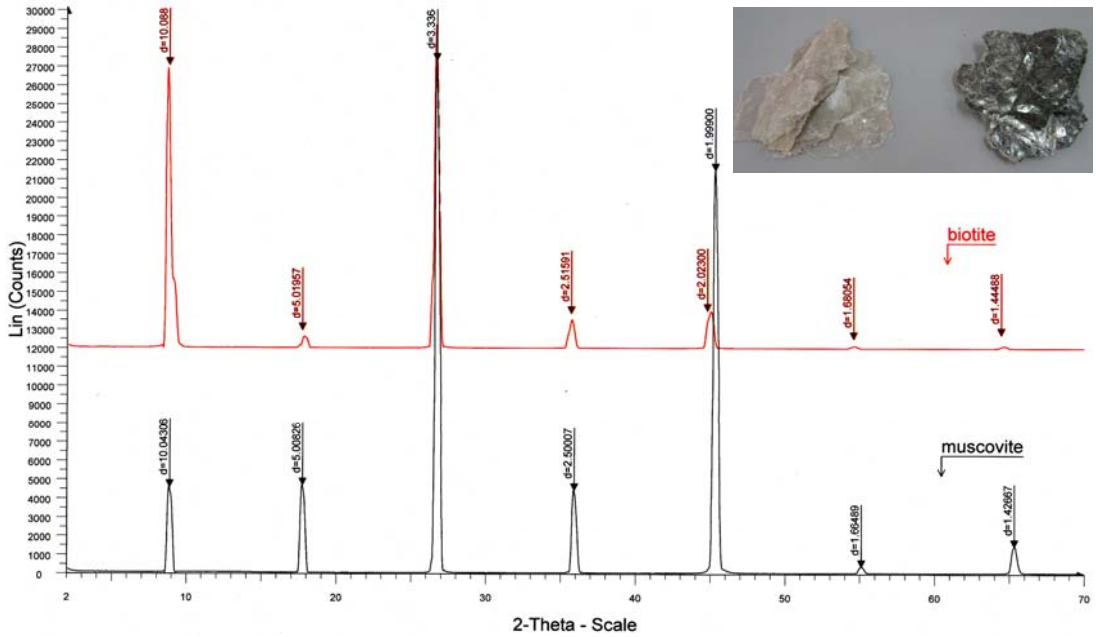

**شکل ٥- اثر متقابل ٥ جدایه کارآمد با کانی بیوتیت و مسکویت در آزاد سازی فسفر**

**Figure 5- Interaction effect of mineral type and bacterial isolates on P solubility**




**شکل ٦- اثر متقابل زمان و کانی بیوتیت و مسکویت در آزاد سازی فسفر**

**Figure 6- Interaction effect of mineral type (muscovite or biotite) and time of incubation on P solubility**



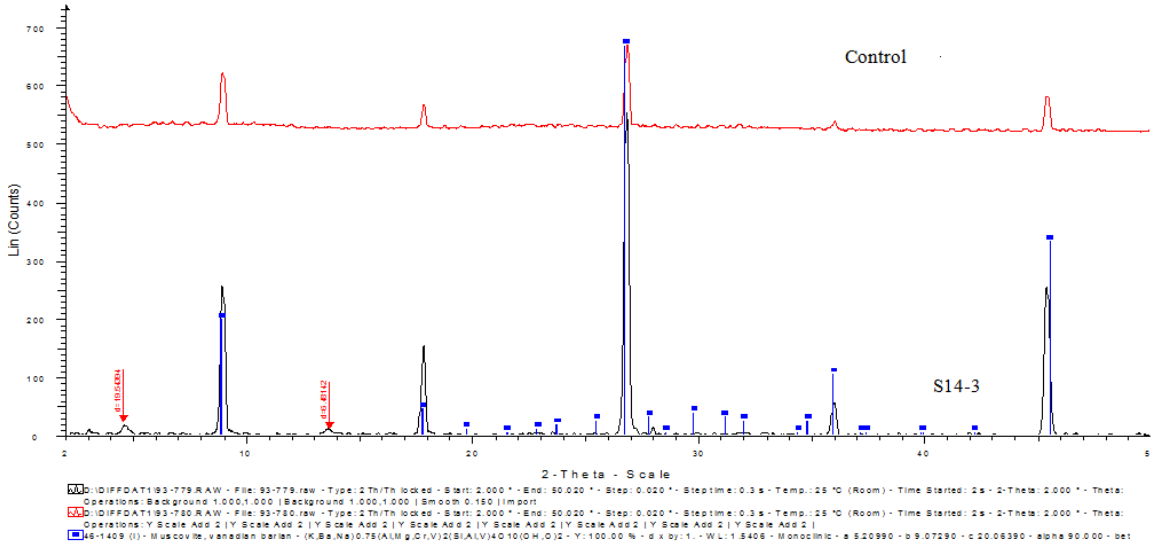

**شکل ۷ الف- دیفرکتوگرام‌های پرتو ایکس برای کانیهای بیوتیت (میکای سیاه) و موسکویت (میکای سفید) بدون هیچ گونه تیمار میکروبی**

**Figure 7a- The XRD diffractograms of biotite (black mica) and muscovite (white mica) minerals without any bacterial treatments**

مولر (۲۰) تغییرات شیمیایی، کانی‌شناسی و رئولوژیکی ورمی‌کولایت را در تلقیح با سویه‌های موتان CHA631، CHA77، CHA400، CHA89، CHA661 که از باکتری *P. fluorescens* CHA0 وحشی حاصل شده بودند مورد آزمایش قرار داده و بیان کردند که حضور CHA631، CHA89 و CHA77 باعث کاهش اندازه دانه‌های ورمیکولایت شد و این در حالی است که سویه‌های CHA400 و CHA661 به علت تجمع و هم‌آوری باعث افزایش اندازه دانه‌ها گردیدند. همچنین این دو سویه اجازه تبادل پتاسیم و منیزیم را با سدیم در ورمی‌کولایت دادند. بعلاوه مولر و دیفاکو (۱۹) بیان کردند که تلقیح *P. fluorescens* CHA0 به کانی ورمیکولایت باعث کاهش اندازه کانی و تجمع دانه‌ها و افزایش ویسکوزیته کانی گردید. چیانگ و همکاران (۲) تغییرات شیمیایی، کانی‌شناسی و رئولوژیکی الیوین و ولاستونیت را در تلقیح با سویه‌های باکتریهای *B. mucilaginosus*، *B. circulans*، *B. licheniformis* و *Sporosarcina ureae* مورد آزمایش قرار دادند و بیان کردند که باز شدن لایه‌ها در هر دو کانی، نتیجه تولید اسیدهای آلی از قبیل اسید گلوکونیک و اگزو پلی‌ساکارید از میگروارگانیسم‌ها می‌باشند.

نوروزی و خادمی (۲۱) تاثیر سه نوع اسید آلی (اگزالیک، سیتریک و مالیک) در رهاسازی پتاسیم از کانی‌های میکا (موسکویت و فلوگوپیت) و مطالعه تغییرات کانی‌شناسی کانی‌ها تحت تاثیر اسیدهای

آلی را بررسی کردند که نتایج نشان داد سرعت رهاسازی پتاسیم بسته به نوع اسیدهای آلی و ترکیب شیمیایی و ساختمان تبلور کانی‌های میکای متفاوت بوده و اسید سیتریک با غلظت ۴ میلی مولار در بین سایر اسیدها پتاسیم بیشتری از کانی‌ها آزاد نموده و با افزایش غلظت اسیدها مقدار پتاسیم آزاد شده از کانی‌ها افزایش یافت، و کانی فلوگوپیت پتاسیم بیشتری را نسبت به مسکویت آزاد نمود. روند رهاسازی پتاسیم غیرتبادلی دارای دو فاز مشخص رهاسازی سریع در مراحل اولیه و رهاسازی با سرعت ثابت تا انتهای آزمایش بود. به نظر می‌رسد اسیدهای آلی از طریق هم آرایی گروه‌های کربوکسیلیک و هیدروکسیل با کاتیون‌های فلزی جذب کانی شده و هم‌آرایی قوی اسیدهای آلی، رهاسازی پتاسیم به محلول را افزایش می‌دهند.




**شکل ۷ ب- دیفرکتوگرام‌های پرتو ایکس تیمارهای اشباع از منیزیم برای کانی‌های میکایی مسکویت، در نمونه شاهد و پس از تیمار شدن با باکتری S14-3**

**Figure 7b- The XRD diffractogram of the magnesium saturated muscovite in the non-bacterial control (up) and inoculated treatment with Pseudomonas strain S14-3 (down)**

## نتیجه‌گیری

نتایج نشان داد که جدایه‌های مورد استفاده در این آزمایش به خوبی قادر به رهاسازی پتاسیم از منابع کانی بیوتیت و موسکویت بودند و علاوه بر آن انحلال فسفات از منبع تری‌کلسیم فسفات در آنها دیده شد. مقدار پتاسیم آزاد شده توسط جدایه‌ها از محیط الکساندروف حاوی کانی مسکویت و بیوتیت بین ۲/۱۷ تا ۳/۲۳ میلی‌گرم در گرم به دست آمد (جدول ۲) و بیشترین مقدار پتاسیم و فسفر آزاد شده به ترتیب مربوط به جدایه S14-3 و S10-3 بود. طی آزمایش انکوباسیون مشخص شد که سویه‌ها توانایی آزادسازی پتاسیم را از کانی‌های پتاسیم‌دار بیوتیت و مسکویت دارند. آزادسازی پتاسیم در بیوتیت نسبت به مسکویت بیشتر بود که این امر را می‌توان به ماهیت کانی‌های پتاسیم‌دار نسبت داد. در آنالیز XRD، پیک ۱۹/۵ انگستروم بدست آمده در کانی موسکویت (تیمار شده با منیزیم) در حضور تیمار S14-3مربوط به فضای بین لایه‌ای است که توسط یکسری از متابولیت‌های باکتریایی پر شده است. با توجه به قابلیت آزادسازی پتاسیم و انحلال فسفر توسط این جدایه‌ها، استفاده آنها در شرایط کشت با گیاه و در شرایط واقعی می‌تواند نتایج امیدبخشی را به دنبال داشته باشد.

## منابع

1- Balogh-Brunstad Z., Keller C.K., Dickinson J.T., Stevens F., Li, C.Y., and Bormann B.T. 2008. Biotite weathering and nutrient uptake by ectomycorrhizal fungus, Suillus tomentosus, in liquid-culture experiments. Geochimica et Cosmochimica Acta, 72: 2601–2618.

2- Chiang Y.M., Rafael M.S., Monballiu A., Ghyselbrecht K., Johan A.M., MariaLaura T.M., Gerven T.V., and Boudewijn M. 2013. Effects of bioleaching on the chemical, mineralogical and morphological properties of natural and waste-derived alkaline materials. Minerals Engineering, 48:116–125.

3- Farshadirad A., Dordipour E., and Khormali F. 2013. Kinetic of non-exchangeable potassium release with $CaCl_2$ from soils and its components. Journal of Soil Management and Sustainable Production, 3(1): 113-129.
4- Feigenbaum S.R., Edelston E., and shainberg I. 1981. Release rate of K and structural cations from micas to ion exchange in dilute solution. Soil Science Society of America Journal, 45: 501-506
5- Goldstein A.H., Rogers R.D., Mead G. 1993 .Mining by microbe. Biology and Technology. 11: 1250–1254.
6- Halder A.K., Mishra A.K., Bhattacharya P., and Chakrabarty P.K. 1990. Solubilization of inorganic phosphate by Rhizobium. Indian Journal of Microbiology, 30: 311-314.
7- Hopf J., Langenhorst F., Pollok K., Merten D., and Kothe E. 2008. Influence of microorganisms on biotite dissolution: An experimental approach. Chemie der Erde, 69: 45–56.
8- Hosseinpur A. 1999. Study Potassium Fixation, The quantity of intensity and the rate of non-exchangeable Potassium In soils of Iran. PhD thesis soil. College of Agriculture, Isfahan University of Technology. 223 pages.
9- Huang P.M., and Song S.K. 1988. Dynamic of potassium release from potassium- bearing minerals as influenced by oxalic and citric acids Siol. Soil Science Society of America Journal, 52: 383 -390.
10- Jung I., Park D.H., and Park K. 2002. A study of the growth condition and solubilization of phosphate from hydroyapatite by pantoea agglomerans. Biotechnology Bioprecess Enginiering, 7: 201-2015.
11- Keshavarzzarjani J., Aliasgharzad N., and Oustan SH. 2013. Effects of Six Strains of Potassium Releasing Bacteria on Growth and Potassium Uptake of Tomato Plant. Journal of Soil and Water, 23(2): 245- 255.
12- Lian B., Fu P.Q., Mo D.M., Liu C.Q. 2002. A comprehensive review of the mechanism of potassium releasing by silicate bacteria. Acta Mineralogica Sinica, 22: 179–183.
13- Liu W., Xu X., Wu X., Yang Q., Luo Y., and Christie P. 2006. Decomposition of silicate minerals by Bacillus mucilaginosus in liquid culture. Environmental Geochemistry and Health, 28:133–140.
14- Lopes-Assad M.L., Avansini SH., Erler G., Márcia Maria Rosa. M.M., Carvalho J.R.P., and Ceccato-Antonini, S.R. 2010. Rock powder solubilization by *Aspergillus niger* as a source of potassium for agroecological systems. World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 219-221.
15- Mahdizade shahri H., Mossavi M.H., and Ghorbani H. 2010. Mineralogical study of soils formed on Aghajari formation in Masjed Soleiman and Castle eunuch. Journal of Islamic Azad University, 20(77): 151-172.
16- Malboobi M.A., Owlia P., Behbahani M., Sarokhani E., Moradi S., Yakhchali B., Deljou A., and Morabbi Heravi K. 2009. Solubilization of organic and inorganic phosphates by three highly efficient soil bacterial isolates. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 25 :1471–1477.
17- Martin W.H., and Sparks D.L. 1985. On the behavior of nonexchangeable potassium in soils. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 16: 133-162.
18- Mojallali H., and Weed, S.B. 1978. Weathering of micas by mycorrhizal soybean plants. Soil Science of American Journal, 42: 367-372.
19- Muller B., and Defago G.V. 2006. Interaction between the bacterium Pseudomonas fluorescens and vermiculite: Effects on chemical, mineralogical, and mechanical properties of vermiculite. Journal of geophysical research, vol. 111, G02017.
20- Muller B. 2009. Impact of the bacterium *Pseudomonas fluorescens* and its genetic derivatives on vermiculite: Effects on trace metals contents and clay mineralogical properties. Geoderma, 153:94-103.
21- Norouzi S., and Khademi H. 2009. Potassium release from muscovite and phlogopite as influenced by selected
22- organic acids. Journal of Water and Soil, 23(1): 263-273.
23- Prajapati K.B., and Modi H.A. 2012. Isolation and characterition of potassium solubilizing bacteria from ceramic Industry soil.CIBTech Journal of Microbiology, 1 (2-3): 8-14.
24- Rahimzadeh N., Olamaei M., Khormali F., Dordipour E., and Amini A. 2013. The effect of silicate dissolving bacteria on potassium release from glauconite in Canola (*Brassica napus*) rhizosphere. Journal of Soil Management and Sustainable Production, 3(2): 169-185.
25- Rodrıguez H., and Fraga R. 1999. Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion. Biotechnology Advances, 17: 319 –339.
26- Russel E.W. 1961. Soil Conditions and Plant Growth. Longman. London. 1014 pages
27- Ruzhen J., and Yuhong P. 2010. Preliminary Study on Phosphate Solubilization and K-releasing Abilities of Rhizobium tropici Martinez-Romero et al. Strains from Woody Legumes. World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World. 104-107.
28- Sheldrick W.F. 1985. World potassium reserves. P: 3-29. In. R.D. Munson. (Ed.), Potassium in Agriculture. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI.
29- Salajegheh Tezerji F., Sarcheshmehpour M., and Mohammadi H. 2014. Investigation of mycorrhizal colonization of Pistachio (*Pistacia vera*) seedlings in Kerman province and evaluation of some isolates via greenhouse experiment. Journal of Soil Management and Sustainable Production, 4(3): 113-133.
30- Sarikhani M.R., Ebrahimi M., Oustan Sh. and Aliasgharzad N. 2013. Application of Potassium Solubilizing Bacteria a Promising Approach in Sustainable Agriculture - Increasing of potassium releasing from k-containing

minerals in presence of insoluble phosphate. The 1st International Conference on Environmental Crises and its Solutions. 13-14 Ferruary 2013. Islamic azad university, Khozestan, Kish, Iran.

31- Sarikhani M.R., and Aliasgharzad N. 2005. Effect of inoculation of arbuscular mycorrhizal fungi on potassium uptake and yield of potatoes. Ninth Congress of Soil Science. September, Tehran, Iran.

32- Sparks D.L., and Huang P.M. 1985. Physical chemistry of soil potassium. In: Munson RD (Ed.), Potassium in Agriculture. Amatuer Softball Association (ASA), pp: 201–276.

33- Sugumaran P., and Janarthanam B. 2007. Solubilization of potassium containing minerals by bacteria and their effect on plant growth. World Journal of Agriculture Sciences, 3(3): 350-335.

34- Zarabi M., Jalali M., and Mahdavi hajiloii SH. 2006. Rapid release and absorption of the non-exchangeable Potassium investigated using Malic acid in some soils of Hamadan state. Journal of Agricultural Sciences, 37(6): 951-964.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 900-914

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۹۱۴-۹۰۰

# Study on Potassium Release from Mica Minerals and its Alteration as Influenced by Microbial Inoculation

**M. R. Sarikhani[1]*- O. madani[2] – Sh. Oustan[3]**

Received: 05-06-2016
Accepted: 21-06-2017

**Introduction:** Potassium (K) is one of the major essential macronutrients for biological growth and development. The ability of some bacteria to release potassium from unavailable forms is an important feature for increasing plant yields of high-K-demand crops. Application of soil microorganisms is one approach to enhance crop growth. Some bacteria are efficient in releasing K from mineral sources and in recent years in order to produce and make of potassium biofertilizers, attention to the potassium releasing bacteria has been increased. Production of organic acids and acidic polysaccharides by the microorganisms are the main mechanisms by which K is released. Microorganisms play a central role in the natural P and K cycles. Many microorganisms in the soil are able to solubilize 'unavailable' forms of K-bearing minerals, such as micas, illite and orthoclases, by excreting organic acids which either directly dissolves rock K or chelate silicon ions to bring the K into solution. Recently, attention to the release of potassium from bacteria has been increased because some of efficient bacteria can be used as potassium biofertilizers to meet plant K needs. Hence, the objectives of this study were to in-vitro assessment of potassium releasing of some isolates belonged to *Pseudomonas* genus.

**Materials and Methods**: A laboratory dissolution study was carried out using a completely randomized design with three replicates. The factorial experiment contained two factors; 1-bacteria (including five bacterial treatments and un-inoclated treatment) and 2- mica minerals (including biotite and muscovite). Micas flakes were powdered and passed through a 0.5 mm sieve. Available forms of K were removed by washing with 0.1 M HCl and then distilled water, before adding the minerals to Aleksandrov medium For this reason, a microbial incubation study in the Aleksandrov liquid medium containing mica and tricalcium phosphate was designed for a period of one month and 5 strains of potassium releasing bacteria belonged to the genus *Pseudomonas* (S6-6, S10-3, S14-3, S19-1 and S21-1) along with the un-inoculated treatment (control) were applied. In this experiment, the release of potassium and phosphorus in liquid Aleksandrov medium were measured at intervals of 5 days in incubation period of 30 days. Nutrient Broth was used to prepare an overnight culture of bacteria to inoculate Aleksandrov medium. It should be mentioned that Aleksandrov medium was used to determine the amount of released P from tricalcium phosphate (TCP) while muscovite was added to the medium as a sole source of potassium. Concentration of P was determined spectrophotometrically by ammonium-vanadate-molybdate method and K was determined by flame photometry.

**Results**: The results showed that dissolved potassium and phosphorus in the inoculated medium were significantly increased and the amount of potassium released by the isolates was between 2.17 and 3.23 mg $g^{-1}$ and the highest potassium release was achieved with isolate S14-3 (3.23 mg $g^{-1}$), which that compared to the non-bacterial control showed an increase of 48.85 %, and significant difference was found with other isolates. Bacterial incubation experiment indicated the ability of isolates to release potassium from K-containing minerals such as biotite and muscovite and the XRD analysis revealed an alter in chemical structure of clay minerals. Especially, presence of 19.5Å peak in muscovite (saturated with magnesium) treated with isolate S14-3 showed the released space of K from the interlayer is filled or associated with a number of bacterial metabolites. It seems that the same mechanisms could be effective in releasing K from micas and P from TCP, in other words there is a co-solubilizing mechanism for mica and TCP.

**Discussion and conclusion**: It appears tha depletion of potassium from minerals has occurred but further tests will confirm this topic. The enhanced releasing of mineral K might be attributed to the release of organic acids from the bacteria, a mechanism which plays a pivotal role in solubilizing phosphate from inorganic source of phosphate. The mechanism of potassium release from minerals is still not clear. Productions of acids or chelates are main mechanisms to release K from potassium containing minerals. Among the bacterial strains under study, *Pseudomonas sp.* S14-3 was the most efficient strain in K release from micas and phosphate

1, 3- Associate Professor of Biology and Biotechnology and Professor of Soil Chemistry, Department of Soil Science, Faculty of
Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran
(*-Corresponding Author Email: rsarikhani@yahoo.com)
2- Former M.Sc Student of Soil Biology and Biotechnology, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran

solubilization from TCP. However, more experiments need to be done especially in pot and field experiments to study the role of these strains in K nutrition of crops.

**Keywords**: Potassium releasing bacteria, Biotite, Biological weathering, XRD

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۹۲۸-۹۱۵

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 915-928

# تعیین روش بهینه پیش‌پردازش داده‌ها به منظور افزایش دقت شبیه‌سازی‌های شوری خاک سطحی (مطالعه موردی: منطقه مروست)

اعظم حبیبی پور[۱*] – علی طالبی[۲] – علی اکبر کریمیان[۳] – فرهاد دهقانی[۴] – محمد حسین مختاری[۵]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۳/۲۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۱/۲۴

## چکیده

در این تحقیق تأثیر روش‌های پیش‌پردازش داده‌های شوری درافزایش دقت شبیه‌سازی‌های صورت گرفته توسط الگوریتم درخت تصمیم در منطقه مروست مورد بررسی قرار گرفته است. به این منظور شبیه‌سازی‌ها در سه حالت (استفاده از داده‌های اصلی، استفاده از لگاریتم داده‌ها و استفاده از داده‌های استاندارد شده) صورت گرفت. نتایج نشان داد علیرغم معنی دار بودن ضریب همبستگی در هر سه حالت، میزان خطا در حالت استفاده از لگاریتم داده‌ها نسبت به دو حالت دیگر کمتر بوده و نتایج به واقعیت نزدیکتر می‌باشد. به طوری که این حالت (استفاده از لگاریتم داده ها)، درخت ایجاد شده قادر است با ترکیب "باند ۷، ارتفاع" و استفاده از ۵ قانون، میزان شوری خاک سطحی را برآورد نماید. با توجه به اینکه توزیع احتمالاتی حاکم بر داده‌های شوری منطقه، یکی از توزیع های خانواده لگاریتم(Log-Pearson 3) می‌باشد می‌توان اظهار داشت، کاهش خطا در حالت استفاده از لگاریتم داده‌ها در ارتباط نزدیک با توزیع احتمالاتی حاکم بر داده‌های شوری منطقه مورد بررسی در این تحقیق می‌باشد. لذا شبیه سازی با استفاده از لگاریتم داده‌ها به دلیل خطای کمتر و نیازمندی به داده‌های ورودی کمتر به عنوان مدل برتر شناخته شد.آماره های خطای R، Rmse، %Rmse، MAE وBias در این حالت ۰/۷۶، ۰/۴۹، ۳۸/۵۸، ۰/۳۷ و ۰/۱۴- بدست آمد.

**واژه‌های کلیدی:** بهنجارسازی داده‌ها، توزیع احتمالاتی، درخت تصمیم رگرسیونی، هدایت الکتریکی

## مقدمه

شوری یکی از مشکلات خاک های مناطق خشک و نیمه خشک می‌باشد که شدت آن در اثر فرآیندهای طبیعی و فعالیت های انسانی رو به افزایش است. بیش از یک سوم خاک های شور دنیا و بخش اعظم خاک های ایران در مناطق خشک و نیمه خشک واقع شده است. از طرفی شناسایی و طبقه بندی خاک های شور به منظور مقابله با شرایط سخت و اعمال مدیریت صحیح امری ضروری است. روش های متعددی برای براورد میزان شوری خاک سطحی مورد استفاده محقیقن قرار گرفته است. مطالعه شوری خاک با استفاده از مطالعات میدانی بسیار پرهزینه است. لذا استفاده از تصاویر ماهواره ای و اطلاعات باندهای اصلی و مصنوعی آن‌ها رایج تر می‌باشد (۱، ۱۸، ۲۱). در همین ارتباط در مطالعات مختلف شاخص‌های متفاوتی به کار گرفته شده و نتایج متنوعی هم به دست آمده است. به طوری که خواجه‌الدین (۱۴) از داده‌های چندزمانه سنجنده MSS برای بررسی ارتباط بین داده‌های استخراج شده از تصاویر ماهواره ای با برخی خصوصیات خاک در منطقه جازموریان استفاده کرده است. وی رابطه مناسبی بین داده‌های سنجنده MSS و فاکتورهای مختلف اندازه گیری شده خاک نظیر درصد شن، سیلت، رس، درصد پوشش سنگ و سنگ ریزه، کلسیم و پتاسیم پیدا نکرد ولی رابطه مناسبی بین شوری و غلظت سدیم با داده‌های تصاویر ماهواره ای ماه جولای به دست آورد. دویودی (۱۰) به بررسی خصوصیات خاک های متأثر از شوری در دشت های آبرفتی منطقه اوتارپرادش هندوستان پرداخت. او با استفاده از داده‌های سنجنده MSS مربوط به سال‌های ۱۹۷۵ و ۱۹۹۲ و تکنیک آنالیز مؤلفه های اصلی PCA و نسبت گیری طیفی به این نتیجه رسید که مؤلفه سوم PCA حاصل از تمامی باندها و نسبت گیری طیفی بین MSS1 وMSS2 اطلاعات کاملی درباره خاک های متأثر از شوری ارائه خواهد داد. چیت ساز (۸) به تهیه نقشه شوری و قلیائیت خاک با استفاده از داده‌های

۱، ۲، ۳ و ۵- به ترتیب دانشجوی دکترای علوم و مهندسی آبخیزداری، دانشیار، استادیاران دانشکده منابع طبیعی و کویر شناسی، دانشگاه یزد
(*–نویسنده مسئول: (Email: AzamHabibipoor@yahoo.com
۴- استادیار مرکز ملی تحقیقات شوری
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.55462

سنجنده TM در شمال شرقی اصفهان پرداخت. نتایج، مدل رگرسیونی مناسبی را ارائه داد که با استفاده از اطلاعات باندهای ۴، ۵ و ۶ ، تغییرات شوری نمونه‌های خاک سطحی منطقه را برآورد می‌نمود. نائیج نوری (۱۶) به تفکیک اراضی شور و گچی با داده‌های رقومی TM در دشت کاشان پرداخت و با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون و آنالیز رگرسیونی نشان داد حداکثر همبستگی بین باندهای TM1, TM5،TM6 با مقادیر شوری سطحی و باندهای TM3، TM6،TM5 و TM7 با تغییرات گچ وجود دارد. جعفری گرزین (۱۳) برای برآورد شوری خاک سطحی از داده‌های رقومی $ETM^+$ ماهواره لندست ۷ استفاده کرد او باندهای ETM2، TM3 ،Brightness ،TMS135 ،ETM3P4 و SRVI1 را به عنوان مؤثرترین باندهای اصلی و مصنوعی در برآورد شوری معرفی کرده است. عبدی نام (۲) برای تهیه نقشه شوری خاک دشت قزوین از ایجاد همبستگی بین داده‌های ماهواره ای با مقادیر شوری خاک استفاده و به دلیل وجود همبستگی بالای ارقام رقومی باند ETM7 با مقادیر شوری، از داده‌های این باند استفاده کرد. الدیری و همکاران (۱۲)، به منظور تهیه نقشه شوری خاک و بررسی پایش شوری در بخشی از دره آرکانساز از داده‌های IKONOS استفاده کردند. نتایج نشان داد که باند سبز و مادون قرمز نزدیک برای مطالعات شوری خاک مناسب‌تر است. احمدیان و پاکپرور (۴)، به منظور بررسی روند تغییرات شوری خاک در دشت قهاوند (استان همدان) از دو سری اطلاعات داده‌های رقومی ماهواره لندست ۵ و۷ مربوط به سال‌های ۱۹۸۹ و ۲۰۰۰ میلادی کمک گرفتند. پژوهش، روی شاخص‌های مختلف PC57، PC1234، NDVI، Grenes وBrenes صورت گرفت. نتایج نشان دهنده افزایش ۳۱/۹ درصدی وسعت خاک‌های شور منطقه در طول ۱۱ سال مورد بررسی بوده است. بوسس و همکاران (۷) برای نقشه برداری شوری خاک در حوالی تکسکوکو مکزیک از داده‌های رقومی $ETM^+$ و عکس‌های هوایی استفاده کردند. در این میان با تعدیل کردن شاخص پوشش گیاهی (NDVI) شاخص طیفی جدیدی به نام Cosri تهیه نمودند. همبستگی بسیار بالای بین شوری و قلیائیت خاک با ارزش طیفی این باند ترکیبی (به ترتیب ۰/۸۸۵ و۰/۸۵۷) به صورت یک مدل رگرسیونی برای تهیه نقشه شوری خاک ارائه شد. ریورو و همکاران (۱۷) داده‌های طیفی ASTER۷ و ETM را در تهیه نقشه برخی خصوصیات خاک مورد استفاده قرار دادند. علیرغم وجود دامنه تغییرات زیاد و تفاوت زیاد مقادیر ماکزیمم و مینیمم در داده‌ها، نتایج رضایتبخش بود. دشتکیان و همکاران (۹)، نقشه شوری خاک را با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای لندست و داده‌های میدانی در منطقه مروست تهیه و مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد روش میانگین رگرسیون‌ها با استفاده از اطلاعات استاندارد شده باندهای ۱، ۲ و ۳، مناسب‌ترین روش برای تهیه نقشه شوری خاک منطقه می‌باشد. تاج گردان و همکاران (۱۹) به تهیه نقشه شوری خاک سطحی با استفاده از داده‌های دورسنجی $ETM^+$ در منطقه آق قلای استان گلستان پرداختند و رابطه رگرسیونی ارائه دادند که می‌توانست با استفاده از باند اصلی ۴، مولفه‌های روشنایی و سبزینگی حاصل از تسلد کپ و مولفه حاصل از ادغام باند پانکروماتیک با باند اصلی به برآورد مقادیر شوری خاک سطحی در منطقه بپردازد.

همانطور که در مرور منابع هم به تفصیل بیان شده، تصاویر ماهواره ای مختلفی با قدرت تفکیک متفاوت وجود دارد. ولی ممکن است به دلایل مختلف (نظیر تحریم‌ها و بسته بودن سایت‌های دانلود تصویر، خراب بودن سنجنده ماهواره در تاریخ نمونه برداری صحرایی و غیرو) دستیابی به آن‌ها در تاریخ نمونه برداری صحرایی میسر نباشد. از طرفی روش‌های مختلفی هم برای به دست آوردن اطلاعات و خروج اطلاعات از هر پیکسل این تصاویر وجود دارد، به طوری که می‌توان ارزش پیکسلی باندهای اصلی را استخراج و از آن‌ها استفاده کرد و یا عملیات ریاضی (جمع، ضرب، تقسیم، آنالیز مولفه‌های اصلی و... ) را بر روی تصویر اعمال نمود و سپس ارزش مصنوعی هر پیکسل را استخراج کرد. لذا محققین مختلف از تصاویر مختلف و پارامترهای مختلف استفاده کرده اند و نتایج هم متفاوت بوده است و تاکنون دستیابی به یک مدل جامع که بتواند شوری خاک سطحی را با استفاده از یک یا چند شاخص پیش بینی نماید میسر نشده است و در هر منطقه بسته به شرایط محیطی، پارامترهای مؤثر در شبیه سازی متغیر می‌باشد. ولی به هر صورت این مطالعات از این نظر ارزشمند است که می‌تواند میزان نمونه برداری های میدانی را کاهش دهد و در نتیجه در وقت و هزینه صرفه جویی خواهد شد. به عبارتی می‌توان با تعداد نمونه صحرایی کمتر و تلفیق آن با اطلاعات تصاویر ماهواره ای نقشه شوری خاک را با دقت قابل قبول ارائه داد.

از طرفی اکثر روش های هوش مصنوعی مثل شبکه عصبی مصنوعی جعبه سیاه هستند یعنی متغیرهای ورودی توسط کاربر تعیین و به مدل معرفی می‌گردند و مشخص نیست که رابطه بین پارامترهای مستقل و پارامتر وابسته چگونه حاصل می‌گردد. لذا باید در انتخاب نوع و تعداد ورودی‌ها دقت نمود. ولی الگوریتم درخت تصمیم، نیمه هوشمنداست و می‌تواند از بین پارامترهای ورودی مدل، موثرترین‌ها را انتخاب کند. از این رو استفاده از الگوریتم‌هایی نظیر درخت تصمیم که می‌تواند به صورت نیمه هوشمند، پارامترهای مؤثرتر در فرایند شبیه سازی را انتخاب نماید دقت شبیه سازی‌ها را بالا خواهد برد. به عبارتی کارکردن با داده‌های بزرگ و پیچیده یکی از مزایای مهم درخت تصمیم است. این الگوریتم در عین سادگی می‌تواند با داده‌های پیچیده و بزرگ به راحتی کار کند و از روی آنها قانون و رابطه بسازد و مشخص نماید که چگونه می‌توان از این متغیرهای مستقل به متغیر وابسته رسید. علاوه بر آن توجه به ماهیت داده‌های شوری و انتخاب روش های مناسب پیش‌پردازش بر روی

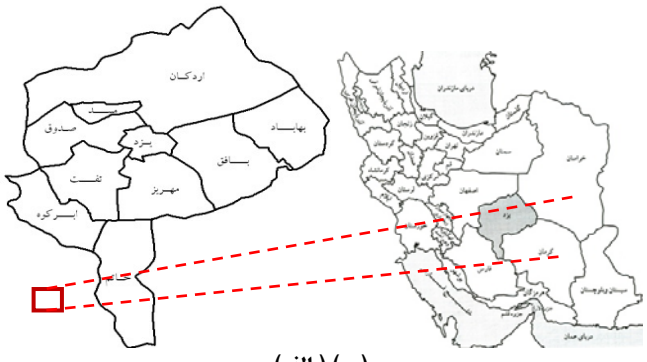
داده ها قبل از ورود به مدل‌های هوش مصنوعی از جمله مواردی است که می‌تواند نتایج حاصل از شبیه سازی ها را به واقعیت نزدیک سازد. روش های مختلفی برای پیش پردازش داده ها وجود دارد. این موضوع به ویژه زمانی اهمیت بیشتری می‌یابد که از چند پارامتر با ماهیت و بازه تغییرات مختلف برای شبیه سازی استفاده شود. هدف تمامی این روش ها اعمال عملیاتی بر روی داد ه های اصلی است تا داده‌ها را به داده هایی جدید با بازه تغییرات جدید یا توزیع مناسب تبدیل کند. به عبارتی این روش ها، مقیاس گذاری داده ها را تغییر می‌دهد. بعضی از این روش‌ها تبدیل خطی انجام می دهند. در این تبدیل تابع توزیع داده‌ها تغییر نمی‌کند. در مواردی که توزیع داده ها حول میانگین شان یک دست نباشد می توان از تبدیل‌هایی بر اساس توابع غیر خطی استفاده نمود. انتخاب روش مناسب بهنجار کردن (پیش پردازش) به نوع مساله برمی گردد و برای هر کابردی متفاوت است (۱۵). این پژوهش تلاش دارد تأثیر روش‌های پیش‌پردازش داده های شوری را در افزایش دقت شبیه سازی‌های صورت گرفته توسط الگوریتم درخت تصمیم را در منطقه مروست مورد بررسی قرار دهد. لازم به ذکر است با برازش داده‌های شوری در قالب یک تابع توزیع فراوانی می توان تا حدود زیادی رفتار پدیده شوری را شناسایی کرد. به این ترتیب بهترین تابع توزیعی که بر داده های شوری برازش می‌یابد رفتار پدیده شوری در منطقه را نشان می دهد. لذا فرض شده توزیع‌های احتمالاتی حاکم بر داده‌های شوری نقش مؤثری در انتخاب بهترین روش پیش‌پردازش داده ها قبل از شبیه سازی خواهد داشت. هدف این تحقیق، تعیین روش بهینه پیش‌پردازش داده ها یا ورودی های الگوریتم درخت تصمیم رگرسیونی است که می تواند نقش پیش پردازش داده‌ها را در افزایش کارایی درخت تصمیم در برآورد شوری خاک سطحی نشان دهد. پیش پردازش داده ها عملیاتی را بر روی داده‌های اصلی اعمال می کند که در آن داده‌ها، به داده‌هایی جدید با بازه تغییرات جدید یا توزیع مناسب تبدیل می شود. به این ترتیب با تغییر در روش پیش پردازش، مقیاس وتوزیع داده‌های ورودی تغییر می کند و این موضوع موجب تغییر در دقت شبیه سازی ها می شود. این موضوع زمانی اهمیت بیشتری می یابد که از چند پارامتر با ماهیت و بازه تغییرات مختلف برای شبیه سازی متغیر وابسته استفاده شود.

## مواد و روش‌ها

### - معرفی منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه، بخش اعظم دشت مروست واقع در استان یزد به مساحت ۸۸۹۸۲ هکتار می‌باشد که در طول جغرافیایی ۷۸۸۸۰۷ تا ۸۱۹۱۷۷ و عرض جغرافیایی ۳۳۵۰۸۶۵ تا ۳۳۷۷۴۳۲ (سیستم مختصات UTM زون ۳۹R) قرار دارد (شکل ۱). این محدوده، شهر مروست و مراتع مجاور آن را شامل می‌شود. موقعیت نقاط نمونه‌برداری خاک در شکل ۲ نمایش داده شده است.

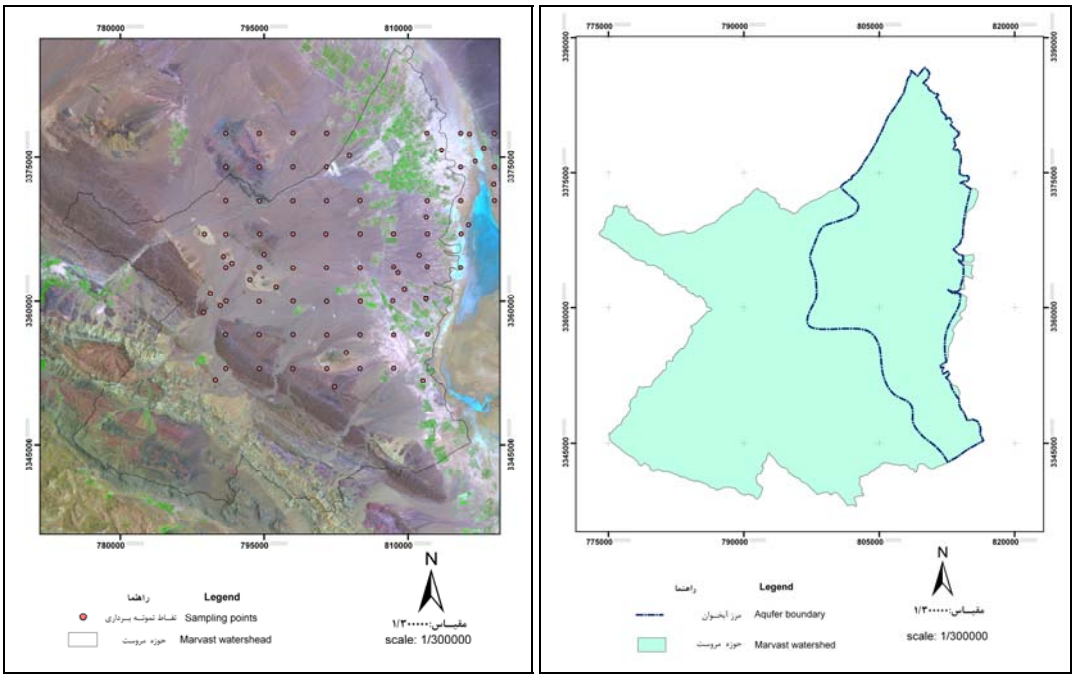
منطقه مورد مطالعه از غرب به ارتفاعات هم مرز با استان فارس و در شرق قسمتی از کویر مروست را در بر می‌گیرد. گودترین نقطه، واقع در کویر مروست با ۱۵۱۵ متر از سطح دریا و بلندترین نقطه آن مربوط به ارتفاعات جنوب غربی محدوده با ۲۰۶۰ متر از سطح دریا است. وجود ارتفاعات، انواع دشت سرها و کویر در این منطقه، موجب شده تا میزان شوری خاک منطقه بازه تغییرات وسیعی داشته باشد. میانگین دمای سالانه این منطقه ۱۸/۳ درجه سانتیگراد و میانگین بارندگی ۲۰ ساله در ایستگاه هواشناسی مروست ۷۷ میلی‌متر می‌باشد. اقلیم منطقه مورد پژوهش بر اساس روش دومارتن اصلاح شده خشک سرد تا فراخشک سرد می‌باشد.




(ب) ( الف)

**شکل۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در الف) ایران، ب) استان یزد.**

**Figure 1. Position of the studied area in a)Iran b)Yazd province.**




(ج) (د)

**شکل ۲- حوزه آبخیزمروست (ج) و موقعیت نقاط نمونه‌برداری در محدوده مورد مطالعه (د)**

**Figure 2. Marvast watershed and position of sampling point in the studied area.**

**- روش مطالعه**

در این تحقیق از الگوریتم CART (Classification and regression tree)به عنوان یکی از انواع درختان تصمیم رگرسیونی جهت «برآورد شوری خاک» استفاده شد. درخت تصمیم یکی از پرکاربردترین روش هایی است که برای استنتاج استقرایی مورد استفاده قرار می گیرد. درخت تصمیم یک روش غیر پارامتریک با ساختار سلسله مراتبی داده و یادگیری نظارت شده است که با استفاده از استراتژی تقسیم و تفکیک داده، پیاده سازی می شود. در این روش، تقسیم بندی داده ها با استفاده از ویژگی های آنها به صورت یک درخت پیاده سازی می‌شود و گاهی برای خوانایی بیشتر به صورت قوانین اگر – آنگاه بیان می‌شود. این روش، بر اساس داده های آموزش در هر مرحله یکی از ویژگی های داده را انتخاب می کند و داده های آن مجموعه را به دو یا تعدادی بیشتر تقسیم بندی می کند و این کار را تا زمانی ادامه می دهد تا تمام داده های موجود در یک دسته دارای یک برچسب والد باشد. ساخت این درختان بر سه اصل استوار است:

۱-مجموعه‌ای از سؤالات به شکل ?x≤d که در آن x یک متغیر مستقل و d یک مقدار ثابت است وجواب هر سؤال بله/خیر است.

بهترین معیار شاخه زدن جهت انتخاب بهترین متغیرمستقل برای ایجاد شاخه.

ایجاد آمار خلاصه برای گره انتهایی(۶).

معیارهای مختلفی جهت ایجاد شاخه و تولید درخت تصمیم وجود دارد، ولی از آنجا که تحقیق حاضر به استفاده از درخت تصمیم رگرسیونی پرداخته، معیار مورد استفاده در این مدل که انحراف حداقل مربعات (LSD)[۳] نام دارد تشریح می‌گردد. این معیار به صورت زیر تعریف می‌شود:

$$SS(t) = \sum_{i=1}^{N_t} (y_i(t) - \bar{y}(t))^2 \quad (۱)$$

$N_t$ : تعداد رکوردها (داده‌ها) در گره برگt .

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

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

حال متغیر ورودی S زمانی بهترین متغیر برای ایجاد شاخه در گره t می‌باشد که مقدار Q(s,t) را بیشینه نماید. به عبارتی وقتی کل داده ها در گره t قرار دارد، متغیر مستقلی برای تقسیم داده ها به دو دسته مجزا انتخاب می‌شود که مقدار خطای شاخه سمت راست و چپ را به کمترین مقدار خود برساند. این کار تا انتها به همین ترتیب ادامه می‌یابد تا داده ها در دسته های مجزا و همگن طبقه بندی شوند. آنگاه قوانین دخت تصمیم از روی همین طبقه بندی ایجاد می‌شود و درخت می‌تواند با دریافت داده های جدید، پیش بینی و برآورد خود را انجام دهد.

$$Q(s,t) = SS(t) - SS(t_R) - SS(t_L) \quad (۲)$$

که در آن $SS(t_R)$ و$SS(t_L)$ به ترتیب میزان$SS(t)$ یا خطای طبقه بندی در شاخه سمت راست و سمت چپ گره t می‌باشد. در این مقاله برای اجرای الگوریتم درخت تصمیم از نرم افزارMATLAB استفاده گردید.

**- پارامترهای مورد استفاده درشبیه‌سازی**

درشبیه‌سازی صورت گرفته در این تحقیق از ۴۶ پارامتر به عنوان متغیر مستقل و ورودی مدل استفاده شد. پارامترهای مزبور تقریبا تمامی پارامترهای مؤثر در شبیه سازی پدیده شوری را شامل می‌شود. در سایر مدل های هوش مصنوعی نظیر شبکه عصبی مصنوعی امکان به کار گیری تعداد زیاد متغیر مستقل وجود ندارد، چون تعداد ترکیب پارامترها بالا می‌رود. ولی الگوریتم درخت تصمیم این توانایی را دارد که از طیف وسیعی از پارامترهای مستقل، بهترین ها و موثرترین ها را جدا سازی و انتخاب کند. لذا برای هر نقطه نمونه برداری میدانی انجام شد. سپس ۱۴ عدد مربوط به انواع شاخص های شوری، ۷ عدد مربوط به باندهای اصلی تصویر ماهواره ای، ۱۵ عدد از طریق تجزیه مؤلفه های اصلی باندهای ماهواره، ۸ عدد مربوط به انواع شاخص پوشش گیاهی و ۳ عدد از متغیرهای فیزیوگرافی استخراج گردید. پارامترهای مذکور به مدل معرفی و شبیه‌سازی‌ها برای برآورد متغیرهدف (شوری خاک سطحی) صورت گرفت. متغیرهای مستقل مورد استفاده در این تحقیق وعلائم اختصاری آن ها درجدول (۳) نمایش داده شده است.

**جدول ۱- متغیر های مستقل مورد استفاده در تحقیق.**

Table 1. Independent variables used in study.

| پارامتر<br>Parameter | علامت اختصاری<br>Symbol |
|---|---|
| شاخص های شوری<br>Salinity indices | SI1-SI2-SI3-SI4-SI5-YSI-Ratio1-Ratio2-Ratio3-BI-NDSI-IB-SR-VSSI |
| باندهای اصلی $ETM^+$<br>Main bands of $ETM^+$ | B1-B2-B3-B4-B4-B5-B7 |
| تجزیه مولفه های اصلی باند ۱ تا ۷<br>Partial component analysis from band1 to band7 | PCA1-7 |
| تجزیه مولفه های اصلی باند ۲ تا ۴<br>Partial component analysis from band2 to band4 | PCA2-4 |
| تجزیه مولفه های اصلی باند ۲ تا ۵<br>Partial component analysis from band2 to band5 | PCA2-5 |
| شاخص های پوشش گیاهی<br>Vegetation indices | NDVI-CVI-NRVI-TVI-CTVI-TTVI-AVI-MSAVI2 |
| متغیرهای فیزیوگرافی<br>Physiographic variables | ارتفاع- شیب- جهت<br>Dem-Slop-Aspect |
| شاخص رطوبتی<br>Moisture index | NDMI |

شبیه‌سازی‌ها در سه حالت استفاده از داده های اصلی، استفاده از لگاریتم داده ها و استفاده از استفاده داده های نرمال شده برای برآورد پارامتر شوری صورتگرفت. برای نرمال سازی داد های از رابطه ۳ استفاده گردید.

$$X_n = \frac{X_o - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} \qquad (۳)$$

$X_n$ و $X_O$: به ترتیب داده‌های نرمال شده و داده‌های اولیه رانشان می‌دهد.

$X_{max}$ , $X_{min}$: به ترتیب مینیمم و ماکزیمم داده‌های اولیه را نشان می‌دهد.

**- تقسیم‌بندی داده‌ها برای آموزش مدل**

جهت اجرای الگوریتم درخت تصمیم رگرسیونی، داده‌ها به دو دسته تقسیم شدند: داده‌های آموزشی[۴] و داده‌های آزمایشی[۵]. در این تحقیق ۷۵ درصد ازکل داده‌ها به آموزش مدل تعلق گرفت و ۲۵ درصد باقیمانده به عنوان داده‌های آزمون به مدل معرفی گردید. برای انتخاب داده های آموزش و آزمون ابتدا داده ها با استفاده از نرم افزار Minitab تصادفی شدند. بدیهی است به این ترتیب دخالت کاربر در انتخاب ۷۵ و ۲۵ درصد داده ها کاهش می‌یابد. لازم به ذکر است داده‌های آزمون در مرحله آموزش مورد استفاده قرار نگرفته اند.

**- ارزیابی کارآیی شبیه سازی ها**

در نهایت جهت ارزیابی کارایی شبیه سازی های صورت گرفته

دراین تحقیق از چهار پارامتر آماری ذیل استفاده گردید:

$$RMSE = \left( \frac{\sum_{i=1}^{n} (p_i - o_i)^2}{n} \right)^{1/2} \quad (۴)$$

$$MAE = \frac{\sum |O_i - P_i|}{N} \quad (۵)$$

$$Bias = \overline{P} - \overline{O} \quad (۶)$$

$$R = \sqrt{1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (Oi - Pi)}{\sum_{i=1}^{n} (Oi - \overline{O})}} \quad (۷)$$

دراین روابط $O_i$ و $P_i$ به ترتیب مقادیر مشاهده شده و شبیه‌سازی شده، $\overline{O}$ و $\overline{P}$ میانگین مقادیر مشاهده شده و شبیه‌سازی شده و N تعداد نمونه‌ها می‌باشد.

## نتایج و تحلیل نتایج

خلاصه آماره های توصیفی برای داده های مورد استفاده در این تحقیق در جدول شماره ۲ آمده است. همان طور که این جدول نشان می‌دهد مقدار EC در منطقه مورد مطالعه از ۰/۷ تا ۲۰۰ دسی زیمنس بر متر متغیر بوده و مقدار ضریب تغییرات آن ۱۲۲/۱۵ درصد می‌باشد که نشان دهنده تغییر پذیری زیاد متغیر می‌باشد. بر اساس طبقه بندی ویلدینگ (۲۰) خصوصیات خاک با ضریب تغییرات بیش از ۳۵ درصد دارای تغییر پذیری زیاد می‌باشد. تغییر پذیری زیاد متغیر شوری به دلیل توپوگرافی منطقه و وجود ارتفاعات، انواع دشت سرها و کویر در منطقه مطالعاتی می‌باشد.

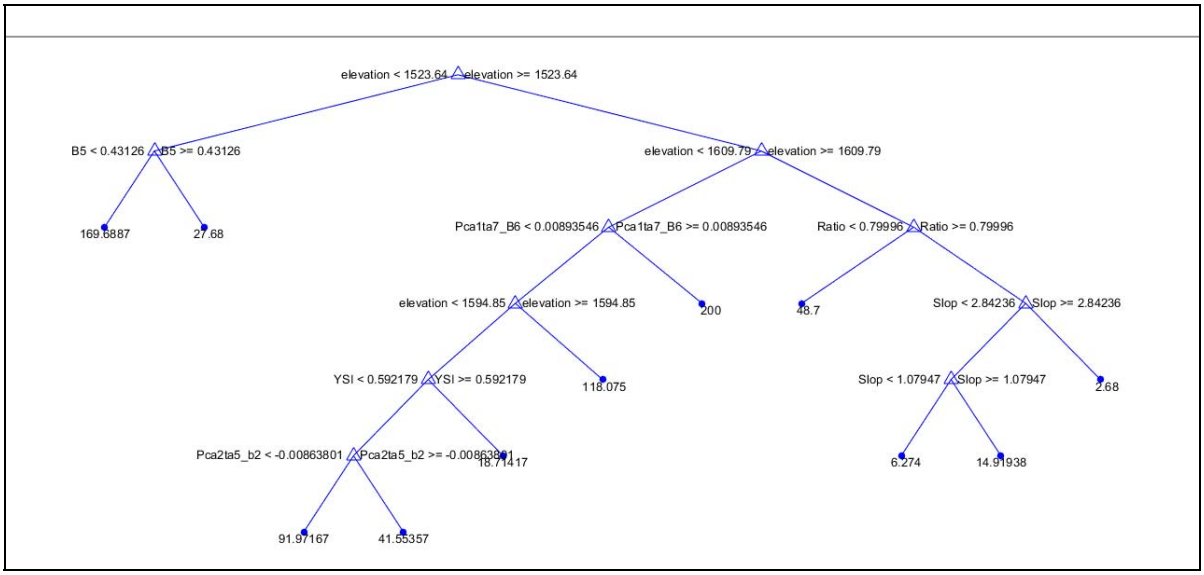
**جدول۲- خصوصیات آماری داده های هدایت الکتریکی سطحی.**

**Table2.Statistical characteristic of data in this study.**

| پارامتر Parameter | حداقل minimum | حداکثر Maximum | میانگین Average | انحراف معیار Standard deviation | ضریب تغییرات Coefficient of variation |
|---|---|---|---|---|---|
| شوری EC(ds/m) | 0.7 | 200 | 51.41 | 62.8 | 122.15 |

- **نتایج حاصل از اجرای الگوریتم درخت تصمیم درشرایط استفاده از داده های اصلی:**

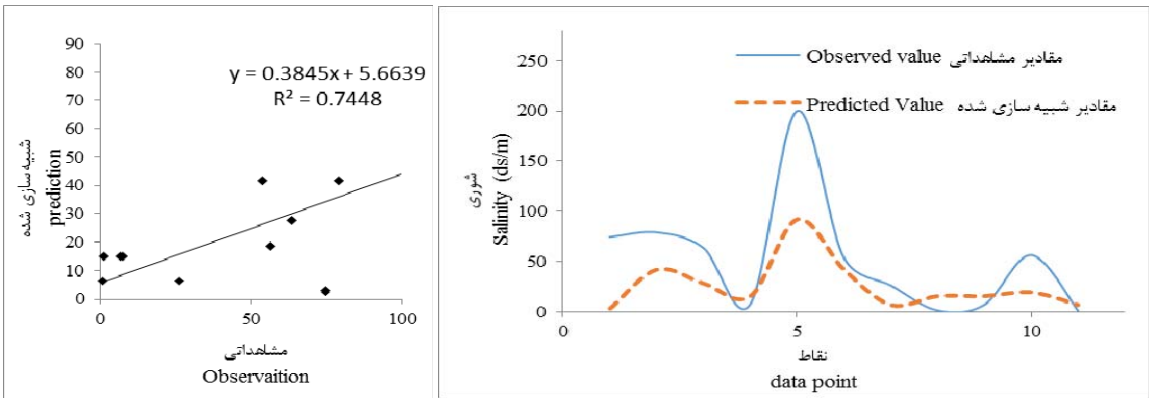
ساختار درخت ایجاد شده در شکل ۳ نشان می‌دهد در زمان استفاده از داده های اصلی، مدل از بین ۴۶ پارامتری که در اختیار داشته، از هفت پارامتر شامل ( YSI, B5, PCA1_7, PCA2_5, Ratio-Dem, Slop) استفاده نموده است.




**شکل ۳- ساختار درخت تصمیم ایجاد شده درحالت استفاده از داده های اصلی.**

**Figure 3. Structure of decision tree created using the original data.**

شکل ۳ نشان می‌دهد که در شرایط استفاده از داده های اصلی، الگوریتم درخت رگرسیونی با استفاده از ۷ پارامتر و ۱۱ قانون به برآورد میزان شوری خاک سطحی پرداخته است. نمودار نقطه ای و نمودارخطی مربوط به نتایج مدل درخت تصمیم و مقادیر واقعی مربوط به حالت استفاده از داده های اصلی نیز در شکل (۴) نمایش داده شده است که نشان می‌دهد درخت تصمیم در این شرایط، کلیت روند داده ها را به خوبی شبیه سازی نموده است. ضریب همبستگی داده های مشاهداتی و پیش بینی شده ۰/۷۴ می‌باشد. بررسی آماره t نشان داد بین مقادیر مشاهداتی و پیش بینی شده در سطح ۵ درصد همبستگی معنی دار وجود دارد.

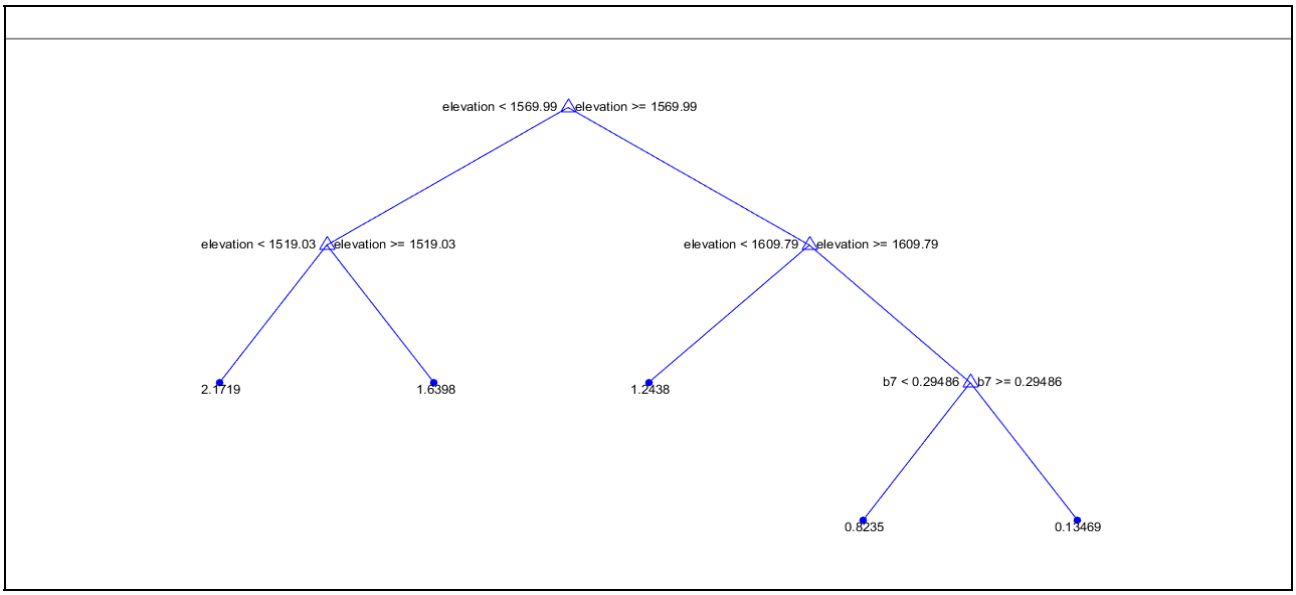



**شکل ٤- نمودار تغییرات مقادیر پیش بینی شده درمقابل مقادیر واقعی در حالت استفاده از داده های اصلی.**

**Figure 4. Point and linear graph of simulated values vs observed values in condition using the original data.**

- **نتایج مدل با استفاده از لگاریتم داده ها:**

ساختار درخت ایجاد شده در حالت استفاده از لگاریتم داده ها در شکل (۵) نمایش داده شده است.

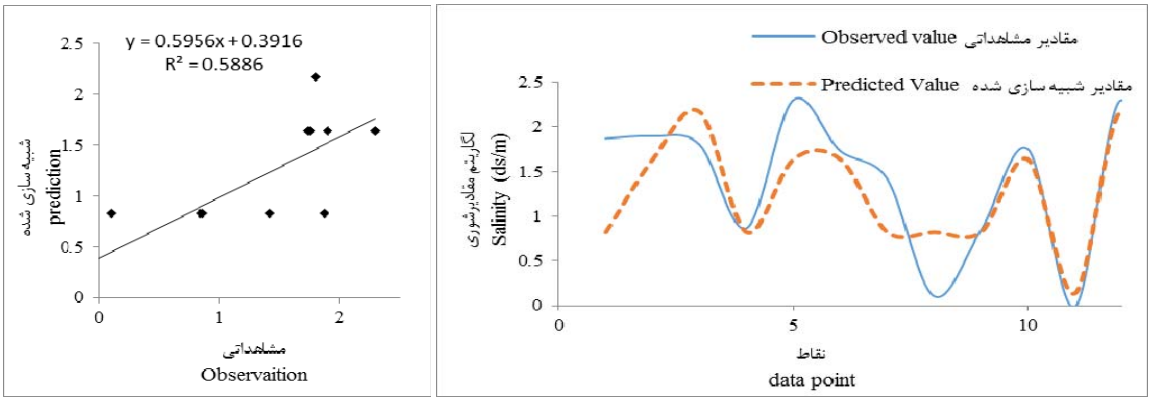



**شکل ۵- ساختار درخت تصمیم در حالت استفاده از لگاریتم داده ها.**

**Figure 5. Structure of decision tree created using the logarithmic data.**

شکل ۵ نشان می‌دهد که الگوریتم درخت تصمیم رگرسیونی در شرایط استفاده از لگاریتم داده ها، از میان ۴۶ پارامتری که در اختیار داشته، فقط از پارامتر "ارتفاع- ارزش رقومی باند هفت در پیکسل مورد نظر" استفاده نموده است. این درخت با استفاده از ۵ قانون به برآورد میزان شوری خاک سطحی منطقه پرداخته است. نمودارنقطه ای ونمودار خطی مربوط به نتایج مدل درختان تصمیم و مقادیر واقعی

مربوط به حالت استفاده از لگاریتم داده ها نیز درشکل (۶) نمایش داده شده است.



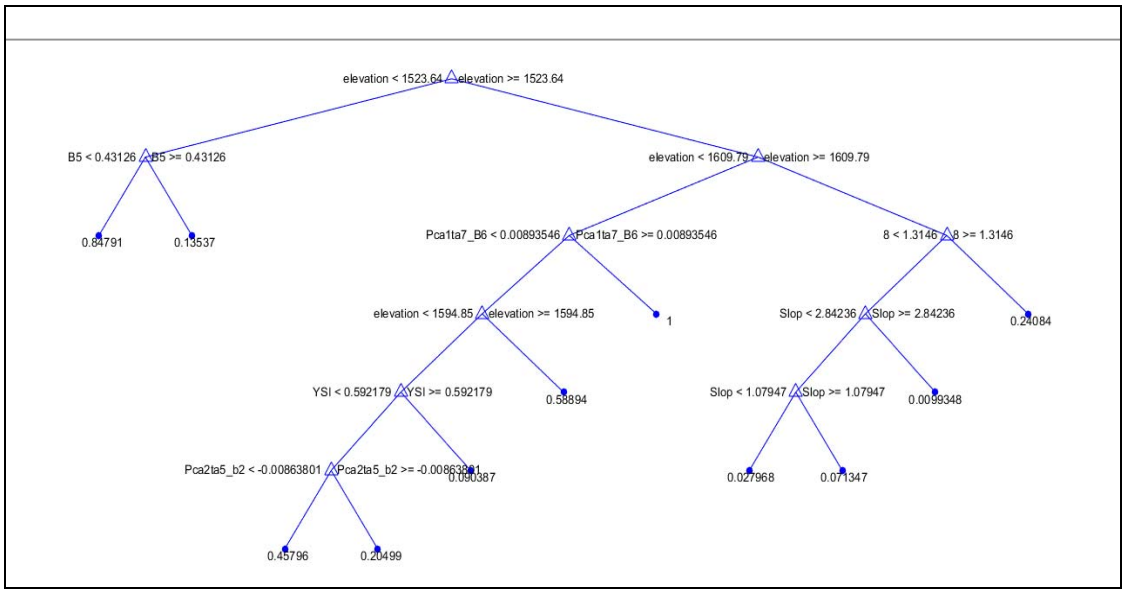

**شکل٦- نمودار تغییرات مقادیر پیش بینی شده در مقابل مقادیر واقعی با استفاده از لگاریتم داده ها.**

**Figure 6. Point and linear graph of simulated values vs observed values in condition using the logarithmic data.**

در حالت استفاده از لگاریتم داده ها نیز ضریب همبستگی داده های مشاهداتی و پیش بینی شده (۰/۵۹) از نظر آماری معنی دار می-باشد. علاوه بر آن نمودار خطی مقادیر مشاهداتی و پیش بینی شده نشان می‌دهد که عملکرد الگوریتم درخت تصمیم دراین حالت بهبود یافته است.

- **نتایج مدل با استفاده از داده های استاندارد شده**

در این بخش داده ها با استفاده از رابطه (۳) استاندارد شد و سپس به مدل معرفی و میزان شوری استاندارد شده، برآورد گردید. درخت تصمیم ایجاد شده در این حالت در شکل (۷) نمایش داده شده است.



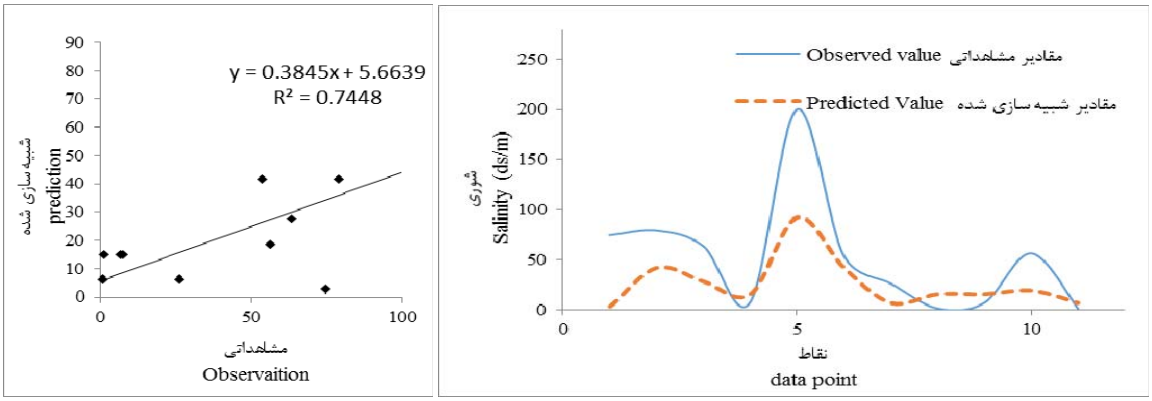

**شکل۷ - ساختار درخت تصمیم در حالت سوم (استفاده از داده های نرمال شده).**

**Figure 7. Structure of decision tree created in the third mode (using the normalized data).**

نتایج الگوریتم درخت تصمیم در شرایط استفاده از داده های استاندارد شده با شرایط استفاده از داده های اصلی مطابقت دارد (شکل ۳ و ۷ ). در این حالت نیز الگوریتم درخت رگرسیونی با استفاده از ۷ پارامتر و ۱۱ قانون به برآورد میزان شوری خاک سطحی پرداخته است و ساختار درخت ایجاد شده تغییری نکرده است. به نظر می‌رسد عدم تبعیت داده های شوری خاک منطقه از توزیع نرمال در این موضوع مؤثر است. لازم به توضیح است استاندارد کردن داده ها با استفاده از رابطه ۳ مقیاس داده ها را به خطی تبدیل می‌کند و آن ها

را در یک بازه (۱و۰) قرار می‌دهد. در مواردی که توزیع داده ها حول میانگین شان یک دست نباشد می‌توان از تبدیل هایی بر اساس توابع غیر خطی استفاده نمود (۱۵). نتایج این تحقیق نیز نشان داد تبدیل مقیاس داده ها با استفاده از توابع غیر خطی (لگاریتمی) برای بهنجار سازی داده ها مؤثرتر بوده است.

نمودارنقطه ای ونمودارخطی مربوط به نتایج مدل درخت تصمیم و مقادیر واقعی مربوط به حالت استفاده از میانگین متحرک سه ساله نرمال شده در شکل (۸) نمایش داده شده است.




**شکل ۸- نمودار تغییرات مقادیر پیش بینی شده در مقابل مقادیر واقعی با استفاده از داده‌های نرمال شده.**

**Figure 8. Point and linear graph of simulated values vs observed values in condition using the normalized data.**

مقایسه نتایج نهایی شبیه سازی حالت اول و سوم (انطباق شکل ۴ و ۸) نشان می‌دهد استفاده از داده‌های استاندارد شده در مقایسه با شرایط استفاده از داده‌ها اصلی، تأثیری در بهبود کارایی الگوریتم درخت تصمیم ندارد. به نظر می‌رسد این موضوع ناشی از نحوه کارکرد الگوریتم درخت تصمیم بوده و عملیات نرمال سازی که داده‌های موجود را در یک دامنه عددی صفر تا یک محدود می‌سازد، قدرت درخت را در انتخاب متغیرهای مهم تر در ایجاد شکاف (شاخه زنی) و تفکیک داده‌ها کاهش می‌دهد. نتایج نهایی حاصل از این تحقیق در جدول ۵ ارائه شده است.

**.جدول ۵- نتایج شبیه سازی صورت گرفته در این تحقیق برای پیش بینی شوری خاک سطحی.**

**Table 5. Results of simulations for estimating soil salinity.**

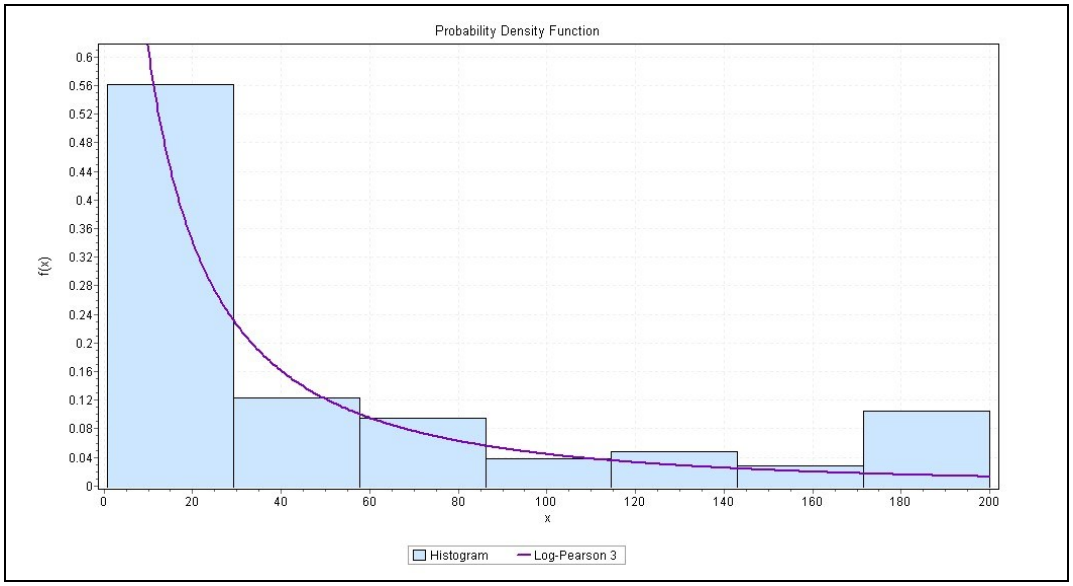
| پارامتر Parameter | آماره های خطا statistical Error | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | R | Rmse | Rmse% | MAE | Bias |
| شوری EC | 0.86 | 44.53 | 86.62 | 32.51 | -26.23 |
| لگاریتم مقادیر شوری Log EC | 0.76 | 0.49 | 38.58 | 0.37 | -0.14 |
| مقادیر شوری نرمال شده Standardize | 0.86 | 0.22 | 0.88 | 0.16 | -0.13 |

بر اساس نتایج این تحقیق می‌توان گفت:

- پیش‌پردازش داده‌های موجود و استفاده از لگاریتم داده‌ها منجر به بهبود کارایی مدل درخت تصمیم رگرسیونی در منطقه مروست شده است. بررسی توزیع آماری داده‌های شوری منطقه با نرم افزار Easy fit نشان می‌دهد داده‌های مزبور از توزیع Log-Pearson 3 پیروی می کند که از خانواده توزیع های لگاریتمی می‌باشد (شکل ۹). از این رو استفاده از لگاریتم داده‌ها به عنوان ورودی منجر به بهبود نتایج شبیه سازی شده است. این موضوع با نتایج تحقیقات افخمی و همکاران (۳)، مبنی بر افزایش دقت شبیه سازی رسوب معلق با روش های هوش مصنوعی (شبکه های عصبی مصنوعی و سیستم استنتاج فازی-عصبی ) در شرایط استفاده از لگاریتم داده‌ها تطابق دارد. لازم به ذکر است مطالعات بسیار محدودی در خصوص ارتباط توزیع احتمالاتی یک پدیده با روش بهنجار سازی و پیش پردازش داده انجام گرفته است. لذا به خاطر شباهت دو پدیده رسوب و شوری از نظر بازه تغییرات زیاد هر دوی آن ها (دامنه تغییرات زیاد) و موثر بودن تبدیل مقیاس غیر خطی نسبت به تبدیل مقیاس خطی در بررسی و شبیه سازی (لگاریتم داده‌ها نسبت به داده‌های استاندارد شده) می‌توان گفت برای شبیه سازی رفتار پدیده‌های با دامنه تغییرات زیاد بهتر است از تبدیل مقیاس غیر خطی روی داده‌ها استفاده نمود.

- در شبیه سازی های صورت گرفته در این تحقیق، زمانی که از لگاریتم داده‌ها برای اجرای مدل استفاده گردید، ترکیب "باند ۷، ارتفاع" به عنوان مناسب ترین حالت شناسایی شد. الگوریتم مزبور به صورت خودکار ۵ قانون زیر را ارائه داد. طبق نتایج این تحقیق، درخت ایجاد شده در این حالت قادر است با ۵ قانون، میزان شوری خاک سطحی را برآورد نماید (شکل ۵).

اگر ارتفاع منطقه، کمتر از ۱۵۱۹ متر باشد متوسط شوری خاک سطحی ۱۴۷/۹دسی زیمنس بر مترخواهد بود.




**شکل۹ – تطابق داده‌های شوری منطقه مروست با توزیع احتمالاتی Log-Pearson 3**

**Figure 9. Matching of Salinity data in MARVAST region with Log-Pearson 3 Probabilistic distribution.**

اگر ارتفاع منطقه، بین ۱۵۱۹ تا ۱۵۶۹/۹ متر باشد متوسط شوری خاک سطحی۴۳/۶دسی زیمنس بر مترخواهد بود.

اگر ارتفاع منطقه، بین ۱۵۶۹/۹ تا ۱۶۰۹/۸ متر باشد متوسط شوری خاک سطحی ۱۷/۵ دسی زیمنس بر مترخواهد بود.

اگر ارتفاع منطقه بیشتر یا مساوی ۱۶۰۹/۸ وارزش پیکسلی باند ۷ سنجنده $ETM^+$ در نقطه مورد نظرکمتر از ۰/۲۹۵ باشد شوری خاک سطحی ۴/۷ دسی زیمنس بر مترخواهد بود.

اگر ارتفاع منطقه بیشتر یا مساوی ۱۶۰۹/۸ و ارزش پیکسلی باند ۷ سنجنده $ETM^+$ در نقطه مورد نظر بیشتر یا مساوی ۰/۲۹۵ باشد شوری خاک سطحی ۱/۴ دسی زیمنس بر مترخواهد بود.

– در تمام شبیه سازی های صورت گرفته، پارامتر ارتفاع به عنوان ورودی توسط الگوریتم درخت تصمیم انتخاب شده است. این موضوع نشان دهنده اهمیت پارامتر ارتفاع در توزیع میزان شوری خاک سطحی منطقه می‌باشد. بررسی ضریب همبستگی پارامترهای مورد استفاده در شبیه سازی های تحقیق با میزان شوری خاک سطحی نشان داد پارامتر ارتفاع و مقادیر شوری خاک سطحی بیشترین همبستگی را با یگدیگر داشته و مقدار آن ۰/۵۳۲– می‌باشد.

– هرس، یکی از مراحل اصلی اجرای مدل درخت تصمیم است. در کد نویسی انجام شده در برنامه MATLAB می‌توان تعداد سطوح ایجاد شده در درخت تصمیم را بوسیله عملیات هرس کاهش داد. در این مقاله، نتایجی که از هر بار هرس به دست آمده، با نتایج اولیه مقایسه و بهترین نتیجه به عنوان نتیجه الگوریتم درخت تصمیم ارائه گردید. به عبارتی برای هر سه سناریو (داده‌های اصلی، لگاریتم داده‌ها و داده‌های استاندارد شده) سه درخت ایجاد شد که در هر سه مورد عملیات هرس اعمال شد که در غالب موارد منجر به افزایش کارایی درخت در برآورد شوری گردید. لازم به ذکر است بهترین نتیجه هرس در شرایط استفاده از لگاریتم داده‌ها، دارای سه سطح می‌باشد.

– به طور کلی، مدل درخت تصمیم به لحاظ سادگی و ایجاد قوانین برای شبیه سازی بر سایر روش های هوش مصنوعی برتری دارد. از طرفی، مدل درخت تصمیم قادر است بدون دخالت کاربر، ورودی‌های مهم تر را برای ایجاد قوانین استفاده و ورودی‌های ضعیف‌تر را حذف نماید. از این رو همان طور که شبیه سازی های صورت گرفته در این تحقیق نشان داد از میان ۴۶ متغیر مستقل معرفی شده به مدل، ۷ پارامتر در شرایط استفاده از داده‌های اصلی و داده‌های استاندارد شده (حالت اول و سوم) و دو پارامتر در شرایط استفاده از لگاریتم داده‌ها (حالت دوم) توسط الگوریتم درخت تصمیم مورد استفاده قرارگرفته است. بدیهی است از نظر کاربردی مدلی در اولویت قرار دارد که هم از نظر آماره های خطا قابل قبول بوده و هم به تعداد ورودی های کمتری نیاز داشته باشد (۱۱). توضیح اینکه؛ در یک شبیه سازی علاوه بر این که آماره های خطا بایستی قابل قبول باشند، نقش تعداد ورودی های مورد نیاز را هم نباید از نظر دور داشت، چراکه هر چه تعداد ورودی های مورد نیاز برای شبیه سازی کمتر باشد، در وقت و هزینه تحقیق صرفه جویی خواهد شد و کار با سهولت و دقت مناسب انجام خواهد شد.

## نتیجه‌گیری کلی

منطقه مروست در استان یزد، یکی از مناطقی است که بـه لحـاظ نزدیکی به کویر با مشکل شوری خاک مواجه بوده و شناسایی و طبقه بندی خاک های منطقه برای اعمال مدیریت صحیح امـری ضـروری است. از طرفی نمونه برداری از خاک و مطالعـات آزمایشـگاهی بـرای برآورد شوری، مستلزم صرف زمان و هزینه بالایی است. از ایـن رو در این تحقیق، از تصاویر ماهواره ای استفاده و اطلاعات باندهای اصـلی و مصنوعی اسـتخراج گردیـد. تلفیـق ایـن اطلاعـات بـا پارامترهـای فیزیوگرافی به عنوان ابزاری برای برآورد میزان شوری مـورد اسـتفاده قرار گرفت تا هزینه و وقت مورد نیاز برای نمونه برداری های میـدانی کاهش یابد. داده‌هایی که به این ترتیب استخراج شدند حجیم بـوده و دارای مشکلاتی مانند نویز، بایاس، تغییرات شدید در بازه دینـامیکی و نمونه برداری می‌باشـند. بنـابراین داده‌کـاوی در دو مرحلـه ۱- انجـام عملیات پیش پردازش ۲- انتخاب مـدل مناسـب بـرای شـبیه سـازی صورت گرفت. سه روش برای پیش‌پردازش داده‌هـا و الگـوریتم نیمـه هوشمند درخت تصمیم برای استخراج دانش نهفتـه درون پایگـاه داده انتخاب گردید. از نتایج این پژوهش می‌توان دریافت درخـت تصـمیم رگرسیونی، دخالت کاربر را محدود می‌نماید. به طوری که در بهتـرین شبیه سازی صورت گرفته در این تحقیق، از میان ۴۶ پـارامتر مسـتقل معرفی شده به مدل، صرفا دو پـارامتر "ارتفـاع، ارزش رقـومی بانـد ۷ پیکسل در نقطه مورد نظر" انتخاب شد. علاوه بر آن نتایج نشـان داد هرچند الگوریتم درخت تصمیم محدودیتی از نظر تعداد ورودی نـدارد، اما کارایی این الگوریتم به عنوان یکی از مدل های هـوش مصـنوعی تا حدود زیادی تحت تأثیر ماهیت ورودی های معرفی شـده بـه مـدل می‌باشد. نتایج حاصل از شـبیه سـازی هـای ایـن تحقیـق نشـان داد علیرغم معنی دار بودن ضـریب همبسـتگی در سـه حالـت (داده‌هـای اصلی، لگاریتم داده‌ها، داده‌های استاندارد شده)، میزان خطـا در حالـت استفاده از لگاریتم داده‌ها نسبت به دو حالت دیگر کمتر بـوده و نتـایج به واقعیت نزدیکتر می‌باشد. با توجه بـه نتـایج بدسـت آمـده، بهتـرین توزیع احتمالاتی که بر داده‌های شوری منطقه برازش می‌یابـد، توزیـع احتمالاتی Log-Pearson 3 است که یکـی از توزیـع هـای خـانواده لگاریتم می‌باشد. با توجه به این موضوع، می‌توان اظهـار داشـت روش پیش پردازش داده‌ها در ارتباط نزدیک با توزیع احتمـالاتی حـاکم بـر داده می باشد و می‌تواند در تحقیقات بعدی مورد توجه محققـین قـرار گیرد.

## منابع


1- Abdelfattah M., Shahid Sh., and Othman Y. 2009. Soil salinity mapping model developed using RS and GIS: A case study from Abu Dhabi, United Arab Emirates. European Journal of Scientific Research 26 (3): 342-351.
2- Abdinam A. 2005. Investigation of soil salinity mapping using the correlation between satellite data and numerical values of soil salinity in Ghazvin plain. Journal of research and building. (In Persian).
3- Afkhami H., Dastoorani M, T., and Fotouhi F. 2015. The impact probability distribution to increase accuracy of prediction of suspended sediment using artificial neural networks and neuro-fuzzy inference system (Case Study: Watershed Dez). Iranian Journal of Watershed Management Science and Engineering. (21), 21-35. (In Persian).
4- Ahmadian M., and Pakparvar V. 2006. Evaluation of Soil Salinity using RS & GIS in Ghahavand plain. Agriculture and Natural Resources Research Center of Hamadan. (In Persian).
5- Amini M. 1999. Investigation of geostatistics of soils salinity and alkalinity in selected soils in the Rodasht region. M.Sc Thesis of Soil Sciences. College of Agriculture. Isfahan University of Technology. 119p, (In Persian).
6- Breiman L., Friedman J., Olshen R., and Stone C. 1984. Classification and Regression Trees. Chapman & Hall/CRC Press, Boca Raton, FL.
7- Buces F.N., Siebe C., Cram S., and Palacio, J.L. 2006. Mapping soil salinity using a combined spectral response index for bare soil and vegetation: (A case study in the former lake Texcoco, Mexico). Journal of Arid Environments, 65:644-667.
8- Chitsaz V. 1999. Possibility investigation of mapping soil salinity and alkalinity in eastern region of Isfahan using TM Digital data. M.Sc Thesis. Isfahan University of Technology. 129p, (In Persian).
9- Dashtakian K., Pakparvar M., and Abdallai J. 2008. Investigation of mapping methods using Landsat data in Marvast region. Iranian Journal of Range and Desert Research.15 (2): 139-157. (In Persian).
10- Dwivedi R. S., and Sreenivas K. 1998. Image transforms as a tool for the study of soil salinity and alkalinity dynamics. International Journal of Remote Sensing, 19: 605-619.
11- Ebrahimian H., Liaghat A., and Bazrafshan M. 2011. Estimation of Some Climatic Parameters by Using Pedo-Transfer. Iranian Journal of Watershed Management Science and Engineering. (14), 77-85. (In Persian).
12- Eldiery A., Garcia L., and Reich R. 2005. Estimating soil salinity from remote sensing data in Corn fields. Hydrology days, 2005. Colorado State University fort Collins, co 80523-1372.
13- Jafari Gorzin B. 2002. Study of landsat $ETM^+$ capability in detecting salt affected lands (a case study in Gorgan Plain), a thesis of presented for M.Sc. Gorgan university of Agriculture and Natural Resource Science, college of Range and Watershed

Management, 127p.
14- Khajaldin S, J. 1996. Using data of Landsat MSS 5 for investigation of Plant communities and identify soil lands in Jazmoorian region. 02nd National Conference on desertification and desertification control methods. Kerman city. (In Persian).
15- Mohammadi Takami S, M. 2005. The methods of data processing and pattern recognition. K.N. Toosi University of Technology. (In Persian).
16- Naeijnoori R. 2001. Investigation on possibility of Separation salinity and gypsum land using TM data. M.Sc Thesis of desertification, collage of natural resource, Isfahan University of Technology. (In Persian).
17- Rivero R. G., Grunwald S., and Bruland G. L. 2007. Incorporation of spectral data into multivariate geostatistical models to map soil phosphorus variability in a Florida wetland, Geoderma, 140: 428-443.
18- Taghizadeh-Mehrjardi R., Minasny B., Sarmadian F., and Malone B, P. 2014. Digital mapping of soil salinity in Ardekan region, central Iran. Geoderma. 213: 15-28.
19- Tajgardan T., Ayoubei sh., Shetaei Sh., and Khormali F. 2009. Mapping of surface soil salinity using $ETM^{+}$ data (case study: Northern Aq Qala , Gulistan Province. (In Persian).
20- Wilding L.P. 1985. Spatial variability: Its documentation, accommodation, and implication to soil survey. In: Nielsen, D.R., and J. Bouma, (eds.), Soil Spatial Variability, Pudoc, Wagenigen, the Netherlands. 166-194.
21- Wu J.,Vincent B., Yang, ., Bouarfa S., and Vidal A. 2008. Remote sensing monitoring of changes in soil salinity: A case study in Inner Mongolia, China. Journal of Sensors, 8: 7035-7049.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 915-928

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۹۲۸-۹۱۵

# Investigation of the Optimal Method of Data Processing to Increase Accuracy of Simulation of Surface Soil Salinity (Case study: *MARVAST*)

**A. Habibipoor[1*] – A. Talebi[2] – A. A. Karimian[3] – F. Dehghani[4] – M. H. Mokhtari[5]**

Received: 26-4-2016
Accepted: 31-5-2017

**Introduction**: Salinity is one of the problems of arid and semi-arid soils. Identification and classification of saline/alkaline soils is necessity for dealing with difficult situations and correct management. Considering the nature of salinity data and selection of befitting methods to process data before use artificial neural network, can result in better simulations. The aim of this study was to investigate the optimal method for data processing to enhance the accuracy of surface soil salinity simulation and improve the efficiency of decision tree algorithm.

**Materials and Methods**: The study area was 88940.4 hectares of *Marvast* plain located in central Iran (54° 5 ´ to 54° 18 ´ east longitude and 30° 10 ´ to 30° 35 ´ north latitude). This region faces with problems of soil and water resources salinity. In this study, the effect of data processing on increasing accuracy of simulation of soil surface salinity was assessed in *Marvast* region using decision tree algorithm. For this purpose, the decision tree algorithm was applied and simulation was performed using three approaches i.e. original data, logarithmic data and standardized data. Finally, five statistics including R ،Rmse ،%Rmse ،MAE and Bias were calculated to evaluate the performance of used simulation methods.

**Results and Discussion**: In this study, when the logarithmic data was used, the composition of band 7 – elevation was identified as the most appropriate condition. The created tree can estimate the soil salinity by five laws:

If elevation is less than 1519, then the average of surface soil salinity will be 147.9 ds/m.

If elevation is between 1519 to 1569.9, then the average of surface soil salinity will be 43.6 ds/m.

If elevation is between 1569.9 to 1609.8, then the average of surface soil salinity will be 17.5 ds/m.

If elevation is more or equal to 1609.8 and pixel value of band 7 (ETM+ sensor) in selected point is less than 0.295, then the average of surface soil salinity will be 4.7 ds/m.

If elevation is higher or equal to 1609.8 and pixel value of band 7 (ETM+ sensor) in selected point is more than or equal to 0.295, then the average of surface soil salinity will be 1.4 ds/m.

For the approach of using the logarithmic data, decision tree algorithm used two parameters out of 46 independent variables introduced into the model. R ،Rmse ،%Rmse ،MAE and Bias for this method was computed to be 0.76, 0.49, 38.57, 0.37 and -0.14, respectively. The application of logarithmic data was recognized as the best method considering the lower calculated error and its less input requirement. Using Easy fit software, the distribution of salinity data was found to be Log Pearson 3. Thus, the use of logarithmic data improved model performance. Our findings were in agreement with those of Afkhami et al (2015) who increased the simulation accuracy of suspended sediment with artificial intelligence methods (Artificial neural networks and ANFIS) using logarithmic data.

**Conclusions:** As effective factors for soil salinity simulation vary in different regions, application of a unique method and indicator to estimate soil salinity in deferent region may not be possible.. The application of semi intelligent algorithm which limits user intervention and selects effective parameters for simulation would increase the simulation accuracy. Furthermore, considering the nature of salinity data and selection of befitting methods to process before using decision tree algorithm can effectively improve model performance. The current study was conducted to select an appropriate approach to enhance the simulation accuracy of surface soil salinity. The results demonstrate that the performance of decision tree algorithm as one of the artificial intelligence models can be affected by input data. In this study, Log-Pearson3 distribution was defined as the distribution of salinity data. Moreover, despite existence of significant correlation coefficients for three simulation methods, the error was lower when logarithmic data was used. Since the probability distribution of salinity data in the studied area was logarithmic (Log-Pearson 3), the reduction in error rate can be attributed to

1, 2, 3, 5- PhD Student, Associate Professor and Assistant Professors Yazd University, Iran
(*-Corresponding Author Email: Email: AzamHabibipoor@yahoo.com)
4-Faculty of national salinity research center, Yazd, Iran

the probability distribution of salinity data.

**Keywords:** Normalization, Probability distribution, Regression decision tree, Electrical conductivity

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۹۴۲-۹۲۹

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 929-942

# مدل‌سازی آماری شوری خاک در پهنه‌های گسترده

یوسف هاشمی نژاد[۱] – مهدی همایی[۲*] – علی اکبر نوروزی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۵/۰۴
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۲/۱۷

## چکیده

شور شدن خاک‌ها در جهان به گونه‌ای روزافزون روبه گسترش است و درنتیجه تولید محصولات کشاورزی در مواجهه با این تنش کاهش می‌یابد. سیاست‌گذاران و تصمیم‌سازان در راستای برنامه‌ریزی برای تطبیق با تغییرات اقلیمی و افزایش نیاز به غذا نیازمند پایش کمی مستمر شوری خاک می‌باشند. شاخص‌های طیفی حاصل از سنجنده‌های ماهواره‌ای و یا سنجنده‌های نزدیک به سطح زمین به‌طور روزافزونی برای پایش شوری خاک مورداستفاده قرار می‌گیرند به‌نحوی‌که تا کنون تعداد زیادی شاخص برای پایش شوری خاک معرفی شده‌اند. برای مدل‌سازی و سنجش اعتبار مدل حاصله روش‌های رگرسیونی مختلفی مورد استفاده قرار گرفته که مهم‌ترین آن‌ها رگرسیون خطی چندگانه (شامل رگرسیون گام‌به‌گام، انتخاب رو به جلو و حذف رو به عقب) و رگرسیون حداقل مربعات جزئی است. در این پژوهش به‌منظور ارزیابی این دو روش در مدل‌سازی تغییرات شوری خاک از اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی و الکترومغناطیسی شوری خاک مربوط به ۹۷ نقطه در سال ۱۳۹۲ و ۲۲۵ نقطه در سال ۱۳۹۳ در بخشی از دشت سبزوار–داورزن به مساحت حدود ۵۰ هزار هکتار استفاده شد. تعداد ۲۳ شاخص طیفی از تصاویر ماهواره لندست ۸ مربوط به تاریخ‌های نمونه‌برداری استخراج و به همراه مدل رقومی ارتفاع به‌عنوان متغیر مستقل مورداستفاده قرار گرفت. روش‌های مختلف رگرسیون خطی چندمتغیره با استفاده از داده‌های سال اول به‌عنوان آموزش و سال دوم به‌عنوان آزمون و بالعکس هرچند ضریب تبیین بین حدود ۲۲ تا ۸۸ درصد ایجاد کرد، ولی این همبستگی در دسته اعتبار سنجی از ۲۹ درصد تجاوز نکرد. به علت وجود هم‌راستایی خطی چندگانه در بین متغیرهای مستقل روش رگرسیون خطی چندگانه برای تمام متغیرها قابل کاربرد نبود. حذف متغیرهای دارای هم‌راستایی خطی، تبدیل لگاریتمی و تصادفی کردن کل داده‌ها در دو دسته آموزش و آزمون، ضریب رگرسیون مدل و اعتبار آن را به‌طور قابل قبولی افزایش داد. استفاده از رگرسیون حداقل مربعات جزئی با استفاده از داده‌های اصلی و تبدیل لگاریتمی شده سال اول و دوم به‌عنوان آموزش و آزمون و بالعکس نیز در دسته آموزش ضریب تبیین بین ۳۹ تا ۸۵ درصد ایجاد کرد، ولی از برآورد در دسته آزمون ناتوان بود. تصادفی کردن داده‌ها و تقسیم مجدد آن‌ها به دو دسته آموزش و آزمون موجب ارتقای چشمگیر ضریب تعیین در دسته اعتبارسنجی شد. تکرار عملیات تصادفی کردن نشان داد که روش از ثبات لازم برای برآورد ضرایب متغیرها برخوردار است.

**واژه‌های کلیدی:** اعتبار سنجی، رگرسیون خطی چندمتغیره، رگرسیون حداقل مربعات جزئی، سنجش‌ازدور، شاخص‌های طیفی

## مقدمه

شورشدن خاک باروری خاک‌ها را کاهش می‌دهد (۱۱). املاح محلول یا از طریق افزایش مکش اسمزی خاک، یا از طریق سمیت ویژه یون‌ها و یا از طریق اختلال در فرآیندهای متابولیکی گیاه باعث کاهش عملکرد گیاه می‌شوند (۱۴). تخمین زده می‌شود که ۲۳ درصد (۳۴۰ میلیون هکتار) از اراضی تحت کشت دنیا شور، و ۳۷ درصد (۵۶۰ میلیون هکتار) از این اراضی سدیمی باشند (۳۳). درواقع این تخمین‌ها در بهترین حالت برآوردی تجربی هستند چراکه به دلیل ذات پیچیده و پویای زمانی و مکانی شوری خاک هیچ سیاهه قابل‌اعتمادی از آن وجود ندارد (۳۰). نقشه‌های مقیاس منطقه‌ای موجود عموماً یا کیفی هستند و یا غیرقابل اتکا (۱۸ و ۱۹) و درنتیجه اطلاعات مفید اندکی را در اختیار تولیدکنندگان، مدیران، مروجان، سیاست‌گذاران و تصمیم‌سازان قرار می‌دهد. برای تصمیم‌سازان در مواجهه با تغییر الگوهای اقلیمی و افزایش نیاز به غذا لازم است که روش‌های کمی پایش شوری خاک در مقیاس منطقه‌ای و ملی ایجاد شود تا به آن‌ها اطلاعات موردنیاز برای انجام توصیه‌های جایگزین را

۱ – دانشجوی دکتری گروه خاکشناسی، دانشگاه تربیت مدرس
۲– استاد گروه آبیاری و زهکشی، دانشگاه تربیت مدرس
(*– نویسنده مسئول: Email: mhomaee@modares.ac.ir)
۳– استادیار پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران

DOI: 10.22067/jsw.v31i3.57184

ارائه نماید (۳۰).

بخش کشاورزی ایران به‌عنوان هیجدهمین کشور بزرگ دنیا تولیدکننده ۲۰ درصد تولید ناخالص ملی است درحالی‌که چالش‌های بزرگی فراروی آن قرار دارد. علاوه بر خشکی که ۹۰ درصد مساحت کشور را در برگرفته است از خشکسالی، شوری و فرسایش خاک به‌عنوان مهمترین معضلات کشاورزی ایران یاد می‌شود (۲۶). هرچند که شوری مفهومی وابسته به گیاه است ولی مقدار آن در زمان، مکان و عمق خاک در منطقه ریشه بسیار متغیر است (۱۵).

ارزیابی شوری به‌طور مرسوم از طریق تفسیر نتایج تجزیه آزمایشگاهی بر روی نمونه‌های خاک انجام می‌شود. لیکن این روش-های ارزیابی خاک نیازمند صرف وقت و هزینه زیادی می‌باشند (۳۶). خوشبختانه در دهه‌های اخیر به دلیل پیشرفت‌های به‌وجود آمده در فناوری سنجش‌ازدور، پیشرفت‌های فراوانی در این زمینه ایجادشده است که درنتیجه امکان ارزیابی سریع‌تر و به‌صرفه‌تر شوری خاک را فراهم آورده است. درواقع، از دهه ۱۹۷۰ برخی پژوهشگران (۵، ۱۳، ۲۳، ۲۷، ۲۰، ۲۱، ۳۱، ۴، ۷، ۹، ۲، ۲۹، ۶، ۱۰، ۲۵، ۳ و ۳۲) رابطه بین شوری خاک و ویژگی‌های طیفی و رادار را بررسی کرده‌اند. درنتیجه این تلاش‌ها روابط مختلفی بین شوری خاک با اندیس‌های مختلف مستخرج از تصاویر به‌دست‌آمده است. برای ارتباط دادن این اندیس‌ها با شوری خاک معمولاً از روش‌های رگرسیونی استفاده می‌شود.

روش مرسوم مدل کردن ماتریس **Y** (معمولاً بردار شوری خاک) در مقابل ماتریس **X** (متغیرهای وابسته) از طریق روش رگرسیون چندگانه خطی[1] (MLR) بوده ولی این روش تا زمانی درست عمل می‌کند که تعداد متغیرهای مستقل کم و کاملاً غیروابسته باشند. درنتیجه استفاده از این فن برای مدل کردن شوری خاک در مقابل اعداد دیجیتال باندهای مختلف تصاویر ماهواره‌ای و نیز شاخص‌های گوناگون مستخرج از آن‌ها که عمدتاً دارای همبستگی داخلی با یکدیگر نیز هستند با محدودیت روبرو خواهد شد.

روش رگرسیون جزئی حداقل مربعات[2] (PLSR) روش نسبتاً جدیدی است که در دهه ۸۰ و ۹۰ میلادی توسعه‌یافته است و این قابلیت را دارد که تعداد زیادی فاکتور پاسخ مختلف را که شدیداً با یکدیگر هم‌راستایی خطی دارند[3] و نیز داده‌های مغشوش[4] و حتی نامتوازن هم در ماتریس **X** و هم در ماتریس **Y** را به‌صورت کارآمدی در مدل حفظ کند. روش رگرسیون جزئی حداقل مربعات(PLSR)[5] دارای این قابلیت مطلوب است که دقت پارامترهای مدل با افزایش تعداد متغیرهای همبسته و نیز تعداد مشاهدات افزایش می‌یابد (۳۵).

1- Multivariate Linear Regression (MLR)
2- Partial least square Regression (PLSR)
3- Colinearity
4 - Noisy
5- Partial Least Squrae Regression

روش‌های مبتنی بر رگرسیون متعددی برای تخمین شوری خاک به کار رفته که روش رگرسیون جزئی حداقل مربعات کارآمدترین روش آن است (۲۴). روش رگرسیون جزئی حداقل مربعات دارای قابلیت‌هایی است که برای مدل کردن رابطه خطی محتمل بین شوری خاک و طیف انعکاسی مفید واقع می‌شود. از این روش برای تخمین برخی خصوصیات شیمیایی خاک به کمک طیف‌سنجی استفاده شده‌است (۳۴). نتایج پژوهشی که در آن دو روش رگرسیون جزئی حداقل مربعات و شبکه عصبی مصنوعی را برای مدل کردن شوری خاک استفاده شد (۸)حاکی از همبستگی مناسب مدل ایجادشده برای برآورد شوری خاک در سه مقیاس کوچک (آزمایشگاهی)، متوسط (مزرعه) تا بزرگ (تصویر ماهواره‌ای) بود ($R^2$>۰/۸۱). از این فن برای ارزیابی شوری خاک به کمک تلفیق داده‌های سنجش شده از نزدیک سطح زمین و سنجش شده از دور در غرب تگزاس ایالات‌متحده آمریکا استفاده شده (۱) و روش تلفیقی جدیدی معرفی شده‌است. با جمع‌بندی بررسی منابع مشخص‌شد که روش رگرسیونی مرسوم در برآورد شوری خاک در مقیاس وسیع چندان موفق نبوده‌اند، روش رگرسیون جزئی حداقل مربعات نیز عمدتاً برای مطالعات طیف‌سنجی و در مقیاس آزمایشگاهی استفاده شده است. درنتیجه این پژوهش با هدف بررسی روش‌های مختلف مدل‌سازی تغییرات شوری در مقیاس وسیع و بااستفاده از تصاویر ماهواره‌ای انجام شد.

## مواد و روش‌ها

محدوده موردمطالعه بخشی از دشت سبزوار- داورزن به وسعت تقریبی ۵۰ هزار هکتار در جنوب غربی شهرستان سبزوار و حاشیه رودخانه فصلی و شور کالشور است. برای تعیین موقعیت نقاط نمونه-برداری خاک از روش فرامکعب لاتین (میناسنی و مک براتنی[6]، ۲۰۰۶) استفاده شد. در این روش، از توزیع احتمال تجمعی عوامل کمکی برای تعیین مناسب‌ترین نقاط نمونه‌برداری استفاده می‌شود. بر این اساس موقعیت ۱۰۰ نقطه نمونه‌برداری برای سال اول تحقیق تعیین شد. موقعیت نقاط بر روی سامانه موقعیت‌یاب جهانی (GPS) منتقل و سپس موقعیت نقاط در منطقه دقیقاً مشخص و اندازه‌گیری‌های مربوطه انجام شد. از ۱۰۰ نقطه سال اول ۸۶ نقطه هم برای نمونه‌برداری و هم قرائت دستگاه EM38 انجام شد، ۱۵ نقطه به دلیل خشکی زیاد خاک قابل نمونه‌برداری نبودند و برای آن‌ها فقط قرائت دستگاه EM38 انجام شد. برای قرائت دستگاه EM38 پس از کالیبراسیون مزرعه‌ای دستگاه در محل، دستگاه در وضعیت افقی[7] روی سطح خاک قرار داده شد و اندازه‌گیری انجام گرفت.

6- Minasny and McBratney
7- Horizontal Orientation

نمونه‌های خاک در فواصل ۳۰ سانتی‌متری تا عمق ۹۰ سانتی‌متری برداشت شدند. نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل و پس از خشک و الک کردن هدایت الکتریکی، درصد شن، سیلت، رس و رطوبت خاک اندازه‌گیری شد. هدایت الکتریکی در عصاره اشباع از طریق تهیه گل اشباع و استخراج عصاره پس از ۲۴ ساعت به‌وسیله پمپ مکش (۲۸) اندازه‌گیری شد. درصد ذرات شن، سیلت و رس به روش هیدرومتری و رطوبت خاک از طریق خشک‌کردن در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت اندازه‌گیری شد (۱۷)

رابطه موجود بین شوری عصاره اشباع خاک و قرائت دستگاه EM38 به‌دست آمد. روابط حاصله با استفاده از رگرسیون چند متغیره به کمک متوسط درصد رس و متوسط رطوبت خاک اصلاح‌شده و ارتقا یافتند.

نمونه‌برداری سال دوم با تراکم ۲۵ نقطه انجام شد. به طریق مشابه نقاط نمونه‌برداری با استفاده از فن فرامکعب تعیین و با استفاده از GPS موقعیت نقاط پیدا شدند. در هر موقعیت نمونه‌برداری در سال دوم افزون بر موقعیت مرکز نقطه که هم قرائت دستگاه EM38 و هم نمونه‌برداری خاک انجام می‌شد، در هشت نقطه در اطراف مرکز نیز فقط قرائت دستگاه EM38 انجام می‌شد. این هشت نقطه در امتداد چهار جهت جغرافیایی اصلی و در فواصل ۳۰ و ۶۰ متری نسبت به نقطه مرکز قرار داشتند. درمجموع در سال دوم تعداد ۲۲۵ نقطه قرائت وجود داشت که از ۲۵ نقطه در سه عمق نمونه‌های خاک اخذ شدند. با استفاده از روابط استخراج‌شده از سال اول شوری خاک در نقاط فاقد نمونه خاک برآوردشده و سپس رابطه بین مقادیر شوری و مقادیر قرائت دستگاه EM38 تعیین شد.

### تصاویر ماهواره‌ای

در این پژوهش از تصاویر سنجنده OLI[1] و سنجنده TRIS[2] از ماهواره لندست ۸ در ردیف ۳۵ و گذر ۱۶۱ از آرشیو تارنمای سازمان زمین‌شناسی ایالات‌متحده آمریکا[3] (USGS) استفاده شد. سنجنده OLI شامل باندهای قدیمی خالص‌سازی شده به همراه سه باند جدید یعنی باند آبی تیره برای مطالعات مناطق ساحلی/ریزگردها، یک باند مادون‌قرمز موج‌کوتاه برای تعیین سیروس و یک باند ارزیابی کیفیت است. سنجنده TRIS دو باند حرارتی را ارائه می‌دهد. این دو سنجنده اعداد دیجیتال را در فضای ۱۲ بیتی ( ۴۰۹۶ سطح خاکستری مختلف) در مقایسه با فضای هشت بیتی قبلی (۲۵۶ سطح خاکستری) ارائه می‌کنند. تصاویر به یک فضای ۱۶ بیتی ارسال می‌شوند و درنتیجه ۵۵۰۰۰ سطح خاکستری مختلف به‌صورت بالقوه ممکن است موجود باشد. باندهای سنجنده OLI به‌جز باند ۸ دارای قدرت تفکیک مکانی ۳۰ متر و باند ۸ دارای قدرت تفکیک مکانی ۱۵ متر است. باندهای ۱۰ و ۱۱ از سنجنده TRIS دارای قدرت تفکیک مکانی ۱۰۰ متر هستند ولی با نمونه‌برداری مجدد[4] به‌صورت ۳۰ متری ارائه می‌شوند[5].

1- Operational Land Imager (OLI)
2- Thermal Infrared Sensor (TRIS)
3- United States Geological Survey (USGS)

### شاخص‌های طیفی

شاخص‌های طیفی استفاده‌شده در این تحقیق شامل ۱۱ باند تصویر لندست ۸، ۶ شاخص شوری، رطوبت و روشنایی ( SI1, SI2, SI3, NDMI, NDSI, BI) ۳ مؤلفه اصلی ( PCA1, PCA2, PCA3) ۳ شاخص انتقال طیفی (Tasseled Cap 1, 2, 3) به همراه مدل رقومی ارتفاع[6] (DEM) بود (۲۵). به‌این‌ترتیب درمجموع ۲۴ شاخص طیفی از تصویر ماهواره‌ای لندست ۸ با استفاده از نرم‌افزار ARC GIS برای نقاط نمونه‌برداری استخراج شد.

### مدل‌سازی آماری

شاخص‌های طیفی استخراج‌شده به‌عنوان متغیرهای مستقل در مقابل مقادیر متوسط شوری عصاره اشباع خاک ($EC_e$) تا عمق ۹۰ سانتی‌متری و همچنین قرائت دستگاه EM38 در وضعیت افقی (EMh) به‌عنوان متغیرهای وابسته برای مدل‌سازی آماری مورداستفاده قرار گرفتند. مدل‌های آماری مورداستفاده شامل رگرسیون چندمتغیره خطی (MLR) و رگرسیون حداقل مربعات جزئی بودند (PLSR) و درنهایت مناسب‌ترین مدل انتخاب و ارزیابی شد.

## نتایج و بحث

نتایج مدل‌سازی و اعتبار سنجی به سه روش رگرسیون خطی چندگانه شامل گام‌به‌گام[7] انتخاب رو به جلو[8] و حذف رو به عقب[9] در جدول‌های (۱) و (۲) نشان داده‌شده است. در این روش‌ها مرحله‌به‌مرحله، تأثیر حذف و یا اضافه کردن متغیرها بر مدل رگرسیون خطی چندگانه بررسی می‌شود و در صورت بهبود رگرسیون، متغیر مربوطه در مدل حفظ می‌شود.

در این جدول‌ها، یک‌بار داده‌های سال اول برای استخراج (آموزش) مدل و سال دوم برای اعتبارسنجی (آزمون) مدل استفاده‌شده‌اند (جدول ۱) و یک‌بار عکس این عمل انجام‌شده است (جدول ۲).

4- Resampling
5-http://landsat.usgs.gov/band_designations_landsat_satell ites.php
6- Digital Elevation Model
7- Stepwise
8- Forward Selection
9- Backward Elimination

**جدول ۱- نتایج مدل‌سازی (داده‌های سال اول) و اعتبار سنجی شوری (داده‌های سال دوم) عصاره اشباع ($EC_e$) و القای الکترومغناطیس (EMh) در مقابل متغیرهای مستقل به روش رگرسیون چندگانه خطی**

**Table 1- Modeling (first year data) and verification (second year data) of soil saturated extract salinity (ECe) and Electromagnetic induction (EMh) versus independent variables using multiple linear regressions.**

| روش Method | متغیر وابسته Dependent Variable | $R^2$ | $R^2_{adj}$ | مدل Model | $R^2$ اعتبار سنجی $R^2$ verification |
|---|---|---|---|---|---|
| گام‌به‌گام Stepwise | $EC_e$ | 24.83 | 22.41 | $EC_e$ = -1052 + 0.1894 b1 - 0.1714 b3 + 0.0269 PCA1 | 29.93 |
| | $EM_h$ | 31.56 | 28.58 | EMh = -7511 + 1.949 b2 - 1.960 b3 - 0.233 b6 + 0.357 PCA1 | 24.17 |
| انتخاب رو به جلو Forward Selection | $EC_e$ | 39.12 | 32.82 | $EC_e$ = -122 - 0.070 b1 + 0.187 b2 - 0.179 b3 - 0.1247 b6 - 0.0283 b8 + 0.2739 b10 - 0.3233 b11+ 0.1339 PCA1 - 0.0394 SI2 | 15.48 |
| | $EM_h$ | 49.42 | 42.87 | EMh = -26088 - 0.824 b1 + 1.88 b2 + 10.02 b3 - 0.706 b6 + 2.164 b10 - 2.771 b11 - 0.22 PCA1 + 1.172 PCA3 + 19.42 BI - 0.000059 SI1 - 20.42 SI2 | 38.89 |
| حذف رو به عقب Backward Elimination | $EC_e$ | 41.76 | 33.44 | $EC_e$ = -689675 - 13.06 b1 - 10.11 b2 - 6.32 b3 + 16.16 b5 + 5.37 b6 - 8.89 b9 + 0.2313 b10 - 0.257 b11 + 17.18 PCA2 + 19.00 PCA3 - 0.765 SI2 + 3.48 SI3 | 2.06 |
| | $EM_h$ | 53.79 | 46.55 | EMh = -3428733 - 16.27 b1 + 183.9 b5 + 49.6 b6 - 25.62 b9 + 2.118 b10 - 2.470 b11 - 127.6 PCA1 + 33.65 PCA2 + 157.0 PCA3 + 52.1 BI + 120055 NDSI - 61.4 SI2 + 93.8 SI3 | 0.23 |

**جدول ۲- نتایج مدل‌سازی (داده‌های سال دوم) و اعتبار سنجی (داده‌های سال اول) شوری عصاره اشباع ($EC_e$) و القای الکترومغناطیس (EMh) در مقابل متغیرهای مستقل به روش رگرسیون چندگانه خطی**

**Table 2- Modeling (second year data) and verification (first year data) of electrical conductivity of saturated extract (ECe) and electromagnetic induction (EMh) data against independent variables using multiple linear regression method**

| روش Method | متغیر وابسته Independent variable | $R^2$ | $R^2_{adj}$ | مدل Model | $R^2$ اعتبار سنجی $R^2$ verification |
|---|---|---|---|---|---|
| گام‌به‌گام Stepwise | $EC_e$ | 88.74 | 88.15 | $EC_e$ = -2797 - 0.0926 b3 + 1.640 b4 - 0.00896 b8 + 0.287 b9 + 0.1106 b10 - 0.1146 b11 - 0.9541 TC1 - 1.178 TC2 + 5127 NDMI - 0.000011 SI1 - 0.3736 DEM | 3.41 |
| | $EM_h$ | 88.74 | 88.15 | EMh = -22151 - 0.732 b3 + 12.96 b4 - 0.0708 b8 + 2.269 b9 + 0.874 b10 - 0.906 b11 - 7.542 TC1 - 9.312 TC2 + 40529 NDMI - 0.000084 SI1 - 2.954 DEM | 1.64 |
| انتخاب رو به جلو Forward Selection | $EC_e$ | 89.02 | 88.16 | $EC_e$ = -2628 + 31.1 b1 + 33.0 b2 + 31.0 b3 + 53.5 b4 - 0.00955 b8 + 0.272 b9 + 0.1053 b10 - 0.1064 b11 - 0.000063 PCA1 - 72.1 TC1 - 0.628 TC2 - 21.3 TC3 + 5077 NDMI - 0.000010 SI1 - 1.65 SI3 - 0.3865 DEM | 0.98 |
| | $EM_h$ | 89.02 | 88.16 | EMh = -20816 + 246 b1 + 261 b2 + 245 b3 + 423 b4 - 0.0755 b8 + 2.150 b9 + 0.833 b10 - 0.841 b11 - 0.00050 PCA1 - 570 TC1 - 4.97 TC2 - 168.8 TC3 + 40136 NDMI - 0.000075 SI1 - 13.01 SI3 - 3.055 DEM | 11.96 |
| حذف رو به عقب Backward Elimination | $EC_e$ | 88.65 | 87.99 | $EC_e$ = -2774 + 0.0857 b1 + 0.0848 b3 - 0.3667 b5 + 0.1523 b6 - 0.00990 b8 + 0.282 b9 + 0.1132 b10 - 0.1206 b11 + 0.2404 bi + 4935 NDMI - 0.000011 SI1 - 0.3607 DEM | 3.97 |
| | $EM_h$ | 88.65 | 87.99 | EMh = -21969 + 0.677 b1 + 0.671 b3 - 2.898 b5 + 1.204 b6 - 0.0783 b8 + 2.227 b9 + 0.895 b10 - 0.953 b11 + 1.901 bi + 39008 NDMI - 0.000086 SI1 - 2.851 DEM | 3.05 |

همچنین، در این جدول هم مقدار متوسط شوری عصاره اشباع خاک ($EC_e$) و هم قرائت دستگاه القاگر الکترومغناطیس در وضعیت افقی (EMh) به‌عنوان متغیر مستقل استفاده‌شده‌اند. در سال دوم اندازه‌گیری EMh از ۲۲۵ نقطه با توجه به رابطه کالیبراسیون حاصل از سال اول ( رابطه ۱) به عدد $EC_e$ تبدیل شد:

$$EC_e = 0.1265\,EM_h + 5.58 \qquad R^2 = 0.78 \qquad (۱)$$

به همین دلیل ضرایب همبستگی در سال دوم برای $EC_e$ و EMh کاملاً مشابه هم است. به‌طورکلی ضرایب همبستگی برای سال دوم بیشتر از سال اول و برای EMh بالاتر از $EC_e$ است. با توجه به این‌که EMh سنجشی از انعکاس طیف الکترومغناطیس است لذا انتظار می‌رود همبستگی آن با بقیه دامنه طیف انعکاسی که به‌وسیله سنجنده ماهواره‌ای ثبت می‌شود، بیشتر باشد. همچنین، با افزایش تعداد متغیرهای مستقل قدرت همبستگی افزایش می‌یابد.

نکته مهم‌تر در مورد این جدول همبستگی پایین یا بسیار پایین مدل‌های حاصله در دسته اعتبار سنجی است. در بررسی علت این موضوع باید به پیش‌فرض‌های رگرسیون چندگانه خطی توجه شود. یکی از مهم‌ترین این پیش‌فرض‌ها که معمولاً نادیده گرفته می‌شود عدم وجود هم خطی چندگانه[1] بین متغیرهای مستقل است. برای ارزیابی وجود یا عدم وجود هم خطی چندگانه از چند شاخص استفاده می‌شود. ماتریس همبستگی بین متغیرهای مستقل و نیز شاخص‌های تحمل[2] و فاکتور تورم واریانس[3] چند شاخص برای بررسی احتمال وجود هم‌راستایی خطی بین متغیرها است درصورتی‌که درجه همبستگی بین دو متغیر مستقل بیش از ۷۰ درصد باشد و یا این‌که شاخص تحمل زیر ۰/۱ و یا فاکتور تورم واریانس بالای ۱۰ باشد احتمال بروز هم‌راستایی خطی افزایش می‌یابد.

جدول ۳ ماتریس همبستگی بین متغیرهای مستقل و شاخص‌های تحمل و تورم واریانس را نشان می‌دهد. بر این اساس، بین متغیرهای مستقل هم‌راستایی خطی چندگانه وجود دارد و درنتیجه نمی‌توان از رگرسیون چندگانه خطی برای مدل کردن همه این متغیرها استفاده کرد. موضوع وجود هم‌راستایی خطی در مورد متغیرهای مستقل در برآورد توابع انتقالی خاک نیز مشاهده شده است. در استفاده از سه پارامتر درصد ذرات شن، سیلت و رس برای اشتقاق توابع انتقالی منحنی رطوبتی خاک و توابع هیدرولیکی غیراشباع خاک مشاهده شده است که بین درصد این ذرات هم‌راستایی خطی وجود دارد (۱۲ و ۱۶). درنتیجه به‌جای استفاده از درصد این ذرات از نسبت بین ذرات شن و سیلت و نیز درصد رس استفاده کردند و به‌این‌ترتیب هم‌راستایی حذف شد. در مورد شاخص‌های طیفی، نسبت‌های شناخته‌شده‌ای مانند NDMI و NDSI وجود دارند که از دو یا چند باند تصویر ماهواره‌ای استفاده می‌کنند. ولی این شاخص‌ها نیز هم با خود و هم با باندهای تصویر همبستگی نشان می‌دهند. با بررسی ماتریس همبستگی تعداد شش متغیر مستقل که فاقد هم‌راستایی خطی بودند انتخاب شدند. برای نرمال کردن توزیع فراوانی از متغیرهای فاقد مقادیر منفی لگاریتم در مبنای ۱۰ گرفته شد. این متغیرها شامل لگاریتم اعداد دیجیتال باندهای ۲، ۹، ۱۱ و مدل رقومی ارتفاع به همراه دو شاخص NDMI و NDSI بودند که رابطه آن‌ها با لگاریتم $EC_e$و لگاریتم EMh بررسی شد.

با توجه به این‌که همبستگی بین متغیرهای مستقل و لگاریتم EMh بیش از لگاریتم $EC_e$ بود در این بخش تنها به بررسی و صحت سنجی روابط در مورد این متغیر وابسته پرداخته می‌شود. جدول (۴) نتایج رگرسیون گام‌به‌گام بین شش متغیر مستقل باقیمانده و لگاریتم EMh را نشان می‌دهد.

در حالتی که داده‌های سال نخست برای مدل‌سازی و سال دوم برای اعتبار سنجی به‌کار رفتند رگرسیون در هر دو دسته اندک بود. در حالتی که داده‌های سال دوم برای مدل‌سازی و سال نخست برای اعتبارسنجی به‌کار رفتند، ضریب رگرسیون مدل قابل‌قبول بود لیکن در دسته اعتبار سنجی فاقد اعتبار بودند. در حالتی که کل داده‌های حاصل از دو سال به‌صورت تصادفی به ۲۱۲ نقطه مدل‌سازی و ۱۰۶ نقطه اعتبارسنجی تقسیم شدند، مقداری از قدرت رگرسیون در دسته مدل‌سازی کاسته شده و به‌طور فراوانی اعتبار مدل در دسته اعتبارسنجی افزایش یافت. تکرار عملیات تصادفی کردن نیز نتایج کمابیش مشابهی ازلحاظ ضرایب متغیرها و نیز ضرایب رگرسیون ایجاد کرد.

جدول (۵) نتیجه مدل‌سازی به روش حداقل مربعات جزئی را نشان می‌دهد. این جدول حاوی ضرایب متغیرهای مستقل در مدل رگرسیون حداقل مربعات جزئی در دو حالت است که متغیر وابسته شوری عصاره اشباع خاک ($EC_e$) و یا قرائت القای الکترومغناطیس در وضعیت افقی (EMh) باشد. همچنین، ضرایب همبستگی ($R^2$)، همبستگی برآورد ($R^2$- pred) و $R^2$ اعتبار سنجی برای هر دو حالت در جدول درج‌شده است.

در این جدول، مدل‌های ۱ و ۲ به ترتیب نشان‌دهنده حالت‌هایی هستند که در آن‌ها نتایج سال اول برای آموزش و سال دوم برای آزمون مدل استفاده‌شده‌اند و برعکس. در این میان مدل شماره ۲ در مقایسه با مدل شماره ۱ هم بر مبنای $EC_e$و هم بر مبنای EMh از قوت بیشتری در دسته آموزش برای برآورد شوری خاک برخوردار است. علت این افزایش همبستگی تعداد بیشتر مشاهدات در سال دوم است. ولی هر دو مدل در برآورد شوری خاک در دسته آزمون (اعتبارسنجی) ناتوان بوده‌اند.

1- Multi co-linearity
2- Tolerance
3- Variance Inflation Factor (VIF)

جدول ۳- ماتریس همبستگی بین متغیرهای مستقل و شاخص‌های تحمل (Tol) و تورم واریانس (VIF). همبستگی بالای ۷۰ درصد، شاخص تحمل زیر ۰/۱ و تورم واریانس بالای ۱۰ نشانگر وجود هم‌راستایی خطی است.

**Table 3- Correlation matrix of independent variables, tolerance (Tol) and variance inflation factor (VIF). Correlation higher than 70 percent, tolerance less than 0.1 and VIF higher than 10 indicates colinearity.**

| | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 | B7 | B8 | B9 | B10 | B11 | PCA1 | PCA2 | PCA3 | TC1 | TC2 | TC3 | BI | NDMI | NDSI | SI1 | SI2 | SI3 | DEM |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| B1 | 1.00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B2 | 1.00 | 1.00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0.97 | 0.99 | 1.00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B4 | 0.94 | 0.96 | 0.99 | 1.00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B5 | 0.89 | 0.90 | 0.93 | 0.93 | 1.00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B6 | 0.85 | 0.88 | 0.94 | 0.96 | 0.93 | 1.00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B7 | 0.78 | 0.82 | 0.90 | 0.94 | 0.87 | 0.98 | 1.00 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B8 | 0.94 | 0.96 | 0.98 | 0.98 | 0.92 | 0.94 | 0.91 | 1.00 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B9 | 0.26 | 0.26 | 0.28 | 0.28 | 0.34 | 0.34 | 0.32 | 0.29 | 1.00 | | | | | | | | | | | | | | | |
| B10 | 0.70 | 0.66 | 0.68 | 0.66 | 0.72 | 0.69 | 0.61 | 0.66 | 0.37 | 1.00 | | | | | | | | | | | | | | |
| B11 | 0.69 | 0.66 | 0.67 | 0.65 | 0.71 | 0.68 | 0.61 | 0.65 | 0.36 | 1.00 | 1.00 | | | | | | | | | | | | | |
| PCA1 | -0.38 | -0.35 | -0.38 | -0.38 | -0.53 | -0.49 | -0.43 | -0.39 | -0.45 | -0.83 | -0.83 | 1.00 | | | | | | | | | | | | |
| PCA2 | -0.62 | -0.57 | -0.51 | -0.47 | -0.54 | -0.41 | -0.30 | -0.48 | -0.18 | -0.78 | -0.78 | 0.43 | 1.00 | | | | | | | | | | | |
| PCA3 | 0.74 | 0.73 | 0.68 | 0.66 | 0.63 | 0.57 | 0.50 | 0.66 | 0.15 | 0.48 | 0.47 | -0.12 | -0.68 | 1.00 | | | | | | | | | | |
| TC1 | 0.96 | 0.97 | 1.00 | 0.99 | 0.95 | 0.96 | 0.91 | 0.98 | 0.30 | 0.69 | 0.69 | -0.42 | -0.52 | 0.68 | 1.00 | | | | | | | | | |
| TC2 | -0.97 | -0.97 | -0.96 | -0.92 | -0.92 | -0.89 | -0.82 | -0.92 | -0.33 | -0.73 | -0.73 | 0.48 | 0.61 | -0.70 | -0.95 | 1.00 | | | | | | | | |
| TC3 | -0.82 | -0.84 | -0.91 | -0.92 | -0.98 | -0.97 | -0.92 | -0.90 | -0.36 | -0.70 | -0.70 | 0.55 | 0.46 | -0.57 | -0.93 | 0.88 | 1.00 | | | | | | | |
| BI | 0.92 | 0.94 | 0.97 | 0.97 | 0.99 | 0.96 | 0.91 | 0.96 | 0.32 | 0.71 | 0.70 | -0.48 | -0.52 | 0.65 | 0.99 | -0.94 | -0.97 | 1.00 | | | | | | |
| NDMI | 0.15 | 0.09 | 0.00 | -0.06 | 0.20 | -0.15 | -0.29 | -0.03 | 0.01 | 0.09 | 0.09 | -0.09 | -0.40 | 0.23 | 0.02 | -0.13 | -0.05 | 0.11 | 1.00 | | | | | |
| NDSI | -0.02 | 0.00 | 0.00 | 0.03 | -0.34 | -0.09 | 0.03 | 0.02 | -0.20 | -0.24 | -0.23 | 0.43 | 0.27 | -0.08 | -0.05 | 0.17 | 0.31 | -0.20 | -0.71 | 1.00 | | | | |
| SI1 | 0.95 | 0.97 | 0.99 | 0.99 | 0.93 | 0.95 | 0.91 | 0.98 | 0.28 | 0.68 | 0.67 | -0.38 | -0.52 | 0.66 | 0.99 | -0.94 | -0.92 | 0.97 | -0.02 | 0.00 | 1.00 | | | |
| SI2 | 0.94 | 0.95 | 0.98 | 0.98 | 0.98 | 0.96 | 0.91 | 0.97 | 0.32 | 0.70 | 0.70 | -0.46 | -0.52 | 0.66 | 0.99 | -0.95 | -0.96 | 1.00 | 0.09 | -0.16 | 0.98 | 1.00 | | |
| SI3 | 0.95 | 0.97 | 1.00 | 1.00 | 0.93 | 0.96 | 0.92 | 0.99 | 0.28 | 0.67 | 0.66 | -0.39 | -0.49 | 0.67 | 1.00 | -0.93 | -0.92 | 0.97 | -0.04 | 0.01 | 1.00 | 0.98 | 1.00 | |
| DEM | -0.29 | -0.29 | -0.29 | -0.30 | -0.31 | -0.26 | -0.25 | -0.30 | 0.25 | 0.06 | 0.07 | -0.17 | 0.06 | -0.31 | -0.30 | 0.25 | 0.29 | -0.31 | -0.17 | 0.11 | -0.30 | -0.31 | -0.30 | 1.00 |
| Tol | 0.001 | 0 | | 0 | | 0 | 0.01 | 0.03 | 0.63 | 0.00 | 0.00 | 0.04 | 0.02 | 0.04 | | 0.00 | 0.00 | | 0.01 | 0.01 | 0.00 | | | 0.43 |
| VIF | 1431 | 2898 | | 7015 | | 2493 | 108 | 40 | 2 | 1416 | 1327 | 23 | 45 | 20 | | 1166 | 1744 | | 90 | 107 | 953 | | | 2 |

**جدول ٤- مدل‌سازی و اعتبار سنجی داده‌های فاقد هم‌راستایی و تبدیل‌شده در مقابل لگاریتم القای الکترومغناطیس (L-EMH)**

**Table 4- Modeling and verification of non- collinear and transformed data against log- EM (L-EMH)**

| دسته آموزش Train Set | دسته آزمون Test Set | مدل Model | $R^2$ | $R^2_{adj}$ | $R^2$ دسته آزمون $R^2$ Test Set |
|---|---|---|---|---|---|
| سال اول First Year | سال دوم Second Year | L-EMH = -259 + 5.15 L-b2 + 75.2 L-b9 - 13.03 L-dem | 38.70 | 36.72 | 0 |
| سال دوم Second Year | سال اول First Year | L-EMH = -179.2 + 2.853 L-b2 + 57.1 L-b9 + 6.391 ndmi + 7.054 ndsi - 13.79 L-dem | 69.17 | 68.45 | 40 |
| تصادفی ۲۱۲ نقطه Randomly 212 points | تصادفی ۱۰۶ نقطه Randoml 106 points | L-EMH = -108.6 + 3.328 L-b2 + 40.5 L-b9 - 3.859 L-b11 + 7.03 ndmi + 7.15 ndsi - 11.83 L-dem | 54.54 | 52.95 | 63.87 |
| تصادفی ۲۱۲ نقطه Randomly 212 points | تصادفی ۱۰۶ نقطه Randomly 106 points | L-EMH = -168.6 + 3.086 L-b2 + 57.5 L-b9 - 3.433 L-b11 + 5.448 ndmi + 6.34 ndsi - 13.19 L-dem | 62.17 | 61.02 | 51.56 |
| تصادفی ۲۱۲ نقطه Randomly 212 points | تصادفی ۱۰۶ نقطه Randomly 106 points | L-EMH = -165.6 + 2.533 L-b2 + 56.8 L-b9 - 3.247 L-b11 + 7.664 ndmi + 8.06 ndsi - 12.84 L-dem | 61.68 | 60.56 | 49.54 |
| تصادفی ۲۱۲ نقطه Randomly 212 points | تصادفی ۱۰۶ نقطه Randomly 106 points | L-EMH = -122.4 + 3.525 L-b2 + 44.7 L-b9 - 4.114 L-b11 + 5.41 ndmi + 6.11 ndsi - 12.32 L-dem | 61.22 | 60.09 | 49.26 |
| تصادفی ۲۱۲ نقطه Randomly 212 points | تصادفی ۱۰۶ نقطه Randomly 106 points | L-EMH = -159.3 + 2.768 L-b2 + 55.1 L-b9 - 3.610 L-b11 + 6.68 ndmi + 7.35 ndsi - 12.64 L-dem | 58.34 | 57.12 | 59.66 |

یکی دیگر از پیش‌فرض‌های رگرسیون چندگانه خطی نرمال بودن توزیع احتمال متغیر مستقل است. بر این اساس هرچند روش‌های مختلفی برای تبدیل داده‌های غیر نرمال به نرمال وجود دارد، لیکن معادلات به کار رفته برای نرمال‌سازی عمدتاً فقط در دامنه اعداد اولیه قابل کاربرد هستند و ممکن است در دامنه اعداد جدیدی که در آینده وارد مدل خواهند شد، معتبر نباشند.

درنتیجه، در این پژوهش برای نرمال کردن داده‌ها از لگاریتم در مبنای ۱۰ داده‌ها استفاده شد. به‌این‌ترتیب از همه متغیرها به‌جز TC2, TC3, NDMIو NDSI که حاوی اعداد منفی بودند، لگاریتم در مبنای ۱۰ گرفته‌شده است.

مدل‌های ۳ و ۴ در جدول (۵) به ترتیب نشان‌دهنده حالت‌هایی هستند که داده‌های تبدیل‌شده سال نخست برای آموزش و سال دوم برای آزمون مدل رگرسیون حداقل مربعات جزئی استفاده‌شده‌اند و برعکس. بر این اساس هرچند ضرایب همبستگی دسته آموزش در مدل ۳ در مقایسه با مدل یک افزایش‌یافته است لیکن مجدداً هر دو مدل در پیش‌بینی شوری خاک در دسته آزمون ناتوان بوده‌اند.

با توجه به این‌که دامنه اعداد متغیرهای مستقل و وابسته در دو سال مقداری متفاوت است و به‌خصوص برای شاخص‌های طیفی دامنه اعداد وابسته به عوامل خطای متعددی مانند ابرناکی، وجود ریزگرد، اثر سایه و ... است. درنتیجه مدل‌های حاصله فقط در دامنه اعداد آموزش معتبر هستند و در دسته آزمون معتبر نخواهند بود. برای رفع این مشکل نتایج تبدیل لگاریتمی شده دو سال به‌صورت تصادفی مخلوط شده و دوسوم آن برای آموزش و یک‌سوم برای آزمون مدل استفاده شد.

مدل ۵ نتیجه رگرسیون حداقل مربعات جزئی به این روش را نشان می‌دهد. ضریب تعیین مقادیر $EC_e$و EMh برآوردشده با مقادیر اندازه‌گیری شده در دسته آزمون به ترتیب حدود ۵۴ و ۶۱ درصد است. درنتیجه به این روش می‌توان شوری خاک را در نمونه‌های مجهول برآورد کرد. نگاهی به ضرایب متغیرها در مدل ۵ مشخص می‌کند که غیر از عرض از مبدأ بیشترین تأثیرات مربوط به باند ۹ و سپس مدل رقومی ارتفاع است. همچنین مدل رقومی ارتفاع با ضریب منفی آشکارشده است که این مورد با واقعیت زمینی تطبیق دارد زیرا شورترین نقاط، در کم ارتفاع‌ترین مناطق از محدوده موردمطالعه آشکارشده‌اند.

شکل (۱) مقدار خطای باقیمانده مدل ۵ در حالتی که متغیر وابسته لگاریتم $EC_e$ و یا لگاریتم EMh است را نشان می‌دهد. درصد تجمعی نرمال خطای استانداردشده، هیستوگرام فراوانی خطای استانداردشده، مقدار خطای باقیمانده به ازای مقادیر مختلف برازش داده‌شده و نیز مقدار خطای باقیمانده در مشاهدات مختلف در این شکل نشان داده‌شده است. بر این اساس در حالتی که متغیر وابسته

EMh است، در مقایسه با $EC_e$، هم مقدار خطای باقی‌مانده کمتر است و هم به توزیع نرمال نزدیک‌تر است.

با توجه به این‌که داده‌ها به‌صورت تصادفی به دو بخش تقسیم شدند، درنتیجه این امکان وجود داشت که در صورت تکرار عملیات تصادفی کردن نتایج متفاوتی هم ازلحاظ ضرایب رگرسیون و هم ضریب تعیین به‌دست آید. درنتیجه، در مدل‌های ۶ تا ۱۰ عملیات تصادفی کردن جداگانه تکرار و داده‌ها به دو دسته آموزش و آزمون تقسیم‌بندی و مدل مربوطه استخراج و در جدول (۶) به‌صورت خلاصه نشان داده‌شده است.

در همه این مدل‌ها، شاخص‌های طیفی TC2 و TC3 با ضریب صفر و یا نزدیک به صفر وارد مدل شده‌اند. همچنین، در همه موارد، DEM با ضریب منفی وارد مدل شده است. همچنین، دامنه تغییرات ضرایب مدل‌ها زیاد نیست درنتیجه می‌توان از این ضرایب برای تعیین شوری در نقاط مجهول استفاده کرد.

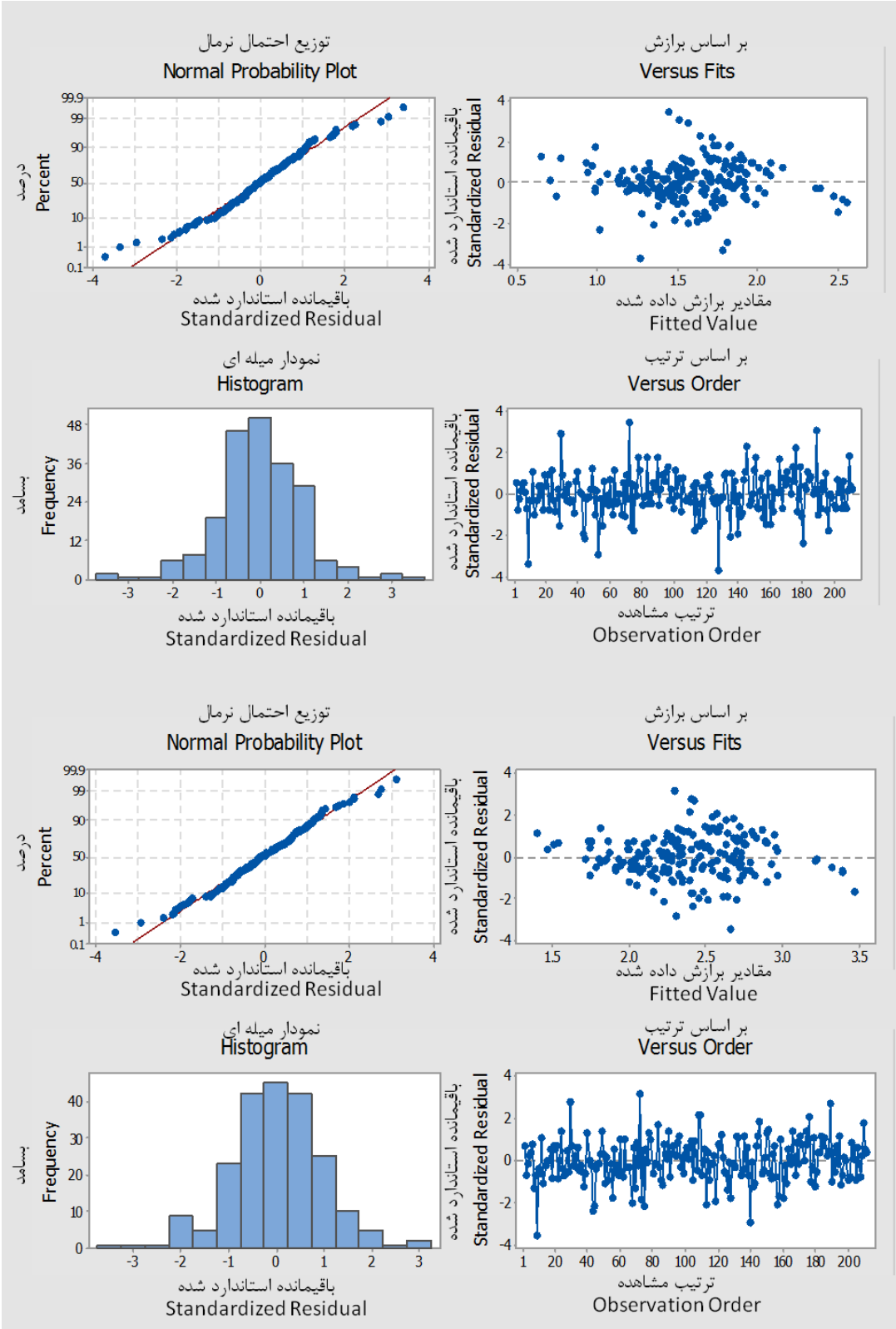
## نتیجه‌گیری کلی

به عنوان نتیجه‌گیری نهایی، مروری بر نتایج پژوهش نشان می‌دهد که به دلیل وجود هم‌راستایی خطی چندگانه بین داده‌های متغیر مستقل امکان استفاده از تمام متغیرها در روش رگرسیون خطی چندگانه وجود ندارد. هرچند با استفاده از این روش ضریب تعیین در داده‌های آموزش مدل به گونه‌ای چشمگیر زیاد است، لیکن مدل حاصله، قادر به برآورد شوری خاک در دسته آزمون نیست. حذف متغیرهای دارای هم‌راستایی خطی، تبدیل لگاریتمی متغیرهای غیرمنفی و نیز تصادفی کردن داده‌ها در دو دسته مدل‌سازی و اعتبارسنجی هم قدرت مدل و هم اعتبار آن را افزایش داد. در مورد رگرسیون حداقل مربعات جزئی نیز، دو اقدام برای بهبود قدرت رگرسیون ضروری به نظر می‌رسد:

**جدول ۵- نتایج مدل‌سازی و اعتبار سنجی شوری عصاره اشباع ($EC_e$) و القای الکترومغناطیس (EMh) در مقابل متغیرهای مستقل به روش رگرسیون حداقل مربعات جزئی**

**Table 5- Modeling and Verification of electrical conductivity of saturated extract (ECe) and electromagnetic induction (EMh) against independent variables using partial least square regression**

| تخمینگر Predictor | پاسخ مدل ۱ Model 1 Response | | پاسخ مدل ۲ Model 2 Response | | پاسخ مدل ۳ Model 3 Response | | پاسخ مدل ٤ Model 4 Response | | پاسخ مدل ٥ Model 5 Response | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ضرایب تخمینگر (Predictors Coefficients) | $EC_e$ | EMh | $EC_e$ | EMh | $EC_e$ | EMh | $EC_e$ | EMh | $EC_e$ | EMh |
| Constant | 499.99 | 7409.21 | -2081.63 | -16499.8 | -85.291 | -114.014 | -220.826 | -272.043 | -176.924 | -265.691 |
| B1 | 0.11 | 0.83 | 0.02 | 0.2 | 15.697 | 13.762 | 1.609 | 1.822 | 3.374 | 3.332 |
| B2 | 0.08 | 0.64 | 0.01 | 0.1 | 10.064 | 11.752 | 6.151 | 7.241 | 2.478 | 2.374 |
| B3 | -0.04 | -0.36 | -0.01 | -0.1 | -9.16 | -11.394 | 0.466 | 0.533 | -2.06 | -2.22 |
| B4 | 0 | 0.02 | 0 | 0 | 2.435 | 3.854 | -0.105 | -0.159 | -0.393 | -0.281 |
| B5 | 0.03 | 0.2 | 0 | 0 | 5.091 | 5.922 | -0.411 | -0.482 | -0.804 | -0.833 |
| B6 | -0.01 | -0.11 | 0.01 | 0.1 | -4.386 | -3.983 | -2.148 | -2.486 | -2.319 | -2.436 |
| B7 | 0.03 | 0.23 | 0.02 | 0.1 | 10.249 | 11.016 | 6.414 | 7.641 | 8.837 | 9.241 |
| B8 | -0.04 | -0.13 | -0.01 | -0.1 | -3.087 | -0.624 | -0.275 | -0.317 | 1.149 | 1.285 |
| B9 | -0.13 | -0.83 | 0.37 | 3 | -7.776 | 11.515 | 48.348 | 60.141 | 45.171 | 70.663 |
| B10 | 0.3 | 2.55 | 0.15 | 1.2 | 108.9 | 143.985 | 76.179 | 90.606 | 4.205 | 4.571 |
| B11 | -0.37 | -3.23 | -0.15 | -1.2 | -120.258 | -170.792 | -54.67 | -64.484 | -4.124 | -4.019 |
| PCA1 | 0.01 | 0.04 | 0 | 0 | 2.323 | 2.248 | -17.884 | -21.221 | 3.097 | 3.152 |
| PCA2 | -0.01 | -0.03 | 0 | 0 | -0.717 | 3.709 | -0.829 | -0.963 | -0.025 | -0.141 |
| PCA3 | 0.01 | 0.06 | 0.01 | 0 | 17.568 | 18.362 | 5.86 | 6.936 | -0.47 | -0.351 |
| TC 1 | 0 | 0.03 | 0 | 0 | 0.573 | 0.701 | -0.27 | -0.342 | -0.596 | -0.613 |
| TC 2 | 0 | 0.03 | -0.02 | -0.2 | 0 | 0.001 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| TC 3 | 0.04 | 0.42 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| BI | 0 | -0.02 | 0 | 0 | 0.617 | 0.062 | -0.617 | -0.744 | -0.447 | -0.418 |
| NDMI | 0 | 0 | 2237.31 | 17686.3 | 15.336 | 15.919 | 9.217 | 10.646 | 11.141 | 11.8 |
| NDSI | 1172.09 | 8143.83 | 1725.43 | 13639.7 | -2.934 | -2.066 | 1.23 | 1.244 | 4.201 | 5.218 |
| SI1 | 1029.54 | 8443.04 | 0 | 0 | -0.961 | -0.929 | 0.064 | 0.061 | -0.547 | -0.547 |
| SI2 | 0 | 0 | 0 | 0 | -1.98 | -3.127 | -0.813 | -0.979 | -0.785 | -0.795 |
| SI3 | -0.01 | -0.05 | 0 | 0 | -1.609 | -1.516 | -0.23 | -0.303 | -1.066 | -1.053 |
| DEM | -0.01 | -0.08 | -0.39 | -3.1 | -2.699 | -3.771 | -8.321 | -10.44 | -8.447 | -11 |
| $R^2$ | 39.32 | 46.90 | 85.21 | 85.21 | 53.44 | 64.56 | 82.59 | 80.85 | 59.47 | 62.58 |
| $R^2_{Pred}$ | 22.49 | 29.28 | 82.95 | 82.95 | 39.64 | 51.18 | 80.40 | 78.51 | 53.01 | 56.67 |
| $R^2$ اعتبارسنجی $R^2$ verification | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 53.98 | 60.83 |




**شکل ۱- ارزیابی توزیع خطای باقیمانده برای وضعیتی که متغیر مستقل لگاریتم $EC_e$(بالا) و یا لگاریتم EMh (پایین) است.**

**Figure 1- Distribution of residuals when predictor is log of ECe (top) and log of EMh (bottom)**

**جدول ٦- نتایج مدل‌سازی و اعتبار سنجی شوری عصاره اشباع ($EC_e$) و القای الکترومغناطیس (EMh) در مقابل متغیرهای مستقل به روش رگرسیون حداقل مربعات جزئی**

**Table 6- Modeling and Verification of electrical conductivity of saturated extract (ECe) and electromagnetic induction (EMh) against independent variables using partial least square regression**

| ضرایب تخمینگر (Predictors Coefficients) | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| تخمینگر Predictor | پاسخ مدل ٦ Model 6 Response | | پاسخ مدل ۷ Model 7 Response | | پاسخ مدل ۸ Model 8 Response | | پاسخ مدل ۹ Model 9 Response | | پاسخ مدل ۱۰ Model 10 Response | |
| | $EC_e$ | EMh | $EC_e$ | EMh | $EC_e$ | EMh | $EC_e$ | EMh | $EC_e$ | EMh |
| Constant | -116.7 | -185.522 | 117.819 | 170.953 | 250.833 | 312.803 | 135.906 | 208.304 | 274.88 | 224.345 |
| B1 | 4.308 | 4.283 | 4.034 | 3.659 | 4.946 | 4.691 | 5.182 | 5.165 | 3.447 | 3.469 |
| B2 | 3.274 | 3.142 | 4.189 | 3.723 | 3.733 | 3.455 | 3.101 | 3.053 | 4.326 | 4.468 |
| B3 | -1.08 | -1.204 | -1.093 | -1.061 | -1.728 | -1.651 | -1.917 | -1.801 | -0.849 | -0.863 |
| B4 | -0.056 | 0.189 | 0.392 | 0.683 | -0.217 | 0.107 | -0.132 | 0.017 | 0.091 | -0.071 |
| B5 | -0.897 | -0.86 | -0.474 | -0.341 | -0.801 | -0.693 | -0.754 | -0.713 | -0.872 | -0.886 |
| B6 | -2.672 | -2.872 | -1.813 | -1.823 | -2.761 | -2.799 | -2.629 | -2.678 | -2.808 | -2.729 |
| B7 | 9.555 | 10.008 | 7.096 | 6.649 | 9.654 | 9.291 | 8.673 | 8.269 | 7.864 | 8.098 |
| B8 | -3.272 | -3.312 | -3.33 | -2.953 | -2.826 | -2.546 | 0.09 | 0.274 | -3.052 | -3.262 |
| B9 | 30.659 | 50.164 | 36.777 | 52.408 | 57.78 | 75.611 | 27.947 | 49.436 | 70.132 | 54.033 |
| B10 | 3.924 | 4.41 | 1.957 | 1.901 | 6.342 | 6.353 | 6.175 | 5.94 | 6.623 | 6.565 |
| B11 | -3.846 | -3.552 | -6.29 | -5.715 | -2.549 | -2.102 | -3.423 | -3.23 | -2.226 | -2.537 |
| PCA1 | 2.242 | 2.153 | 0.807 | 0.821 | 4.306 | 4.292 | 3.671 | 3.463 | 3.065 | 3.165 |
| PCA2 | 0.199 | 0.109 | -0.401 | -0.46 | 0.475 | 0.336 | 0.42 | 0.416 | 0.516 | 0.561 |
| PCA3 | -0.315 | -0.321 | -0.411 | -0.476 | 0.017 | -0.172 | -0.128 | -0.109 | 0.09 | 0.15 |
| TC 1 | -0.315 | -0.271 | 0.092 | 0.196 | -0.383 | -0.247 | -0.529 | -0.434 | -0.21 | -0.266 |
| TC 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| TC 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| BI | -0.636 | -0.52 | -0.447 | -0.233 | -0.25 | -0.065 | -0.418 | -0.334 | -0.607 | -0.681 |
| NDMI | 11.608 | 13.146 | 9.148 | 10.134 | 11.229 | 12.104 | 11.462 | 12.032 | 11.975 | 11.396 |
| NDSI | 4.929 | 6.031 | 4.471 | 5.209 | 4.211 | 5.164 | 4.046 | 4.549 | 5.504 | 4.746 |
| SI1 | -0.243 | -0.196 | -0.109 | -0.015 | -0.426 | -0.313 | -0.437 | -0.368 | -0.149 | -0.201 |
| SI2 | -0.803 | -0.733 | -0.64 | -0.451 | -0.605 | -0.431 | -0.815 | -0.718 | -0.739 | -0.806 |
| SI3 | -0.522 | -0.41 | -0.239 | -0.029 | -0.882 | -0.636 | -0.87 | -0.727 | -0.356 | -0.47 |
| DEM | -10.11 | -12.562 | -9.143 | -11.55 | -9.07 | -11.349 | -8.969 | -11.432 | -13.679 | -10.274 |
| $R^2$ | 59.65 | 63.21 | 59.34 | 63.86 | 56.51 | 61.88 | 63.61 | 68.17 | 57.77 | 61.81 |
| $R^2$ (Pred) | 55.07 | 59.32 | 53.21 | 59.90 | 50.58 | 57.12 | 57.38 | 62.98 | 51.43 | 57.74 |
| $R^2$ اعتبارسنجی $R^2$ verification | 53.47 | 59.54 | 52.84 | 56.89 | 60.13 | 60.44 | 44.06 | 50.21 | 53.97 | 60.14 |

تبدیل داده‌ها به‌منظور نزدیک کردن آن‌ها به توزیع نرمال و نیز لحاظ کردن کل دامنه تغییرات متغیر مستقل در مدل‌سازی برای افزایش قدرت انعطاف مدل در برابر تغییرات این متغیرها. برای تبدیل داده‌ها و نزدیک کردن توزیع آن به توزیع نرمال در این پژوهش از تبدیل لگاریتمی استفاده شد و نیز برای لحاظ کردن کل دامنه تغییرات متغیر در دسته آموزش و آزمون این داده‌ها به‌صورت تصادفی با هم مخلوط و دو سوم داده‌ها برای آموزش و یک سوم برای آزمون استفاده شدند. نتایج پژوهش نشان داد که تکرار تصادفی کردن تأثیر چشمگیری بر ضریب تعیین در دسته آموزش و آزمون و نیز ضرایب متغیر مستقل نداشته است.

مقایسه بین دو متغیر وابسته متوسط شوری عصاره اشباع خاک ($EC_e$) و قرائت دستگاه القاگر الکترومغناطیس در وضعیت افقی (EMh) در اکثریت مدل‌های موردبررسی نشان داد که ضریب تعیین بین متغیرهای مستقل و وابسته در حالتی که EMh به‌عنوان متغیر وابسته استفاده می‌شود افزایش می‌یابد.

## منابع


1. Aldabaa A.A., Weindorf D.C., Chakraborty S., Sharma A. and Lid B. 2015. Combination of proximal and remote sensing methods for rapid soil salinity quantification. Geoderma, 239–240: 34–46.
2. Brunner P., Li H.T., Kinzelbach W. and Li W.P. 2007. Generating soil electrical conductivity maps at regional level by integrating measurements on the ground and remote sensing data. International Journal of Remote Sensing, 28, 3341–3361.
3. Corwin D.L. and Lesch S.M. 2014. A simplified regional-scale electromagnetic induction — Salinity calibration model using ANOCOVA modeling techniques. Geoderma, 230–231: 288–295
4. Douaoui A.E.K., Nicolas H. and Walter C. 2006. Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data. Geoderma, 134: 217–230.
5. Driessen P.M. and Schoorl R. 1973. Mineralogy and morphology of salt efflorescences on saline soils in the Great Konya Basin. Turkey Journal of Soil Science, 24: 436–442.
6. Eldeiry A.A. and Garcia L.A. 2010. Comparison of ordinary kriging, regression kriging, and cokriging techniques to estimate soil salinity using Landsat images. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 136: 355–364.
7. Farifteh J., Farshad A. and George R.J. 2006. Assessing salt-affected soils using remote sensing, solute modelling, and geophysics. Geoderma, 130: 191–206.
8. Farifteh J., van der Meer F., Atzberger C. and Carranza E. 2007. Quantitative analysis of salt affected soil reflectance spectra: a comparison of two adaptive methods (PLSR and ANN). Remote Sensing and Environment, 110: 59–78.
9. Fernández-Buces N., Siebe C., Cram S. and Palacio J.L. 2006. Mapping soil salinity using a combined spectral response index for bare soil and vegetation: a case study in the former lake Texcoco, Mexico. Journal of Arid Environments, 65: 644–667.
10. Furby S., Caccetta P. and Wallace J. 2010. Salinity monitoring in Western Australia using remotely sensed and other spatial data. Journal of Environmental Quality, 39: 16–25.
11. Ghassemi F., Jakeman A.J. and Nix H.A. 1995. Salinisation of land and water resources: Human causes, management and case studies. University of New South Wales Press, Sydney, Australia.
12. Ghorbani Dashtaki S., Homaee M. and Khodaverdiloo H. 2010. Derivation and validation of pedotransfer functions for estimating soil water retention curve using a variety of soil data. Soil Use and Management. 26(1): 68-74.
13. Golovina N.N., Minskiy D., Pankova Y. and Solovyev D.A. 1992. Automated air photo interpretation in the mapping of soil salinization in cotton-growing zones. Mapping Sciences and Remote Sensing, 29: 262–268.
14. Homaee M., Feddes R.A. and Dirksen C. 2002. A macroscopic water extraction model for nonuniform transient salinity and water stress. Soil Science Society of America Journal, 66 (6): 1764- 1772.
15. Homaee M. and Schmidhalter U. 2008. Water integration by plants root under non-uniform soil salinity. Irrigation Science, 27(1):83-95.
16. Khodaverdiloo H., Homaee M. van Genuchten M.T. and Ghorbani Dashtaki S. 2011. Deriving and validating pedotransfer functions for some calcareous soils. Journal of Hydrology, 399(1): 93-99.
17. Klute A. 1986. Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. CAB Direct. 1188 pp.
18. Lal R., Iivari T. and Kimble J.M. 2004. Soil Degradation in the United States: Extent, Severity, and Trends. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
19. Lobell D.B. 2010. Remote sensing of soil degradation: introduction. Journal of Environmental Quality, 39: 1-4.
20. Metternicht G. 1998. Analysing the relationship between ground based reflectance and environmental indicators of salinity processes in the Cochabamba Valleys (Bolivia). International Journal of Ecology and Environmental Sciences 24: 359–370.
21. Metternicht G.I. and Zinck J.A. 2003. Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints. Remote Sensing and Environment, 85: 1–20.

22. Minasny B. and McBratney A.B. 2006. A conditioned Latin hypercube method for sampling in the presence of ancillary information. Computers and Geosciences, 32: 1378–1388.
23. Mougenot B., Pouget M. and Epema G. 1993. Remote sensing of salt-affected soils. Remote Sensing Reviews, 7: 241–259.
24. Nawar S., Buddenbaum H. Hill J. and Kozak J. 2014. Modeling and Mapping of Soil Salinity with Reflectance Spectroscopy and Landsat Data Using Two Quantitative Methods (PLSR and MARS). Remote Sensing, 6(11): 10813-10834.
25. Noroozi A.A., Homaee M. and Farshad A. 2012. Integrated Application of Remote Sensing and Spatial Statistical Models to the Identification of Soil Salinity: A Case Study from Garmsar Plain, Iran. Environmental Sciences, 9(1): 59-74.
26. Qadir M., Qurshi A.S. and Cheraghi S.A.M. 2007. Extent and characterization of salt-affected soils in Iran and strategies for their amelioration and management. Land Degradation and Development, 19: 214-227.
27. Rao B., Sankar T., Dwivedi R., Thammappa S., Venkataratnam L., Sharma R. and Das S. 1995. Spectral behaviour of salt-affected soils. International Journal of Remote Sensing, 16: 2125–2136.
28. Richards L.A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agricultural Handbook no. 60, USDA.
29. Rodríguez P.G., González M.E.P. and Zaballos A.G. 2007. Mapping of salt affected soils using TM images. International Journal of Remote Sensing, 28: 2713–2722.
30. Scudiero E., Skaggs T.H. and Corwin D.L. 2014. Regional scale soil salinity evaluation using Landsat 7, western San Joaquin Valley, California, USA. Geoderma Regional. 2-3: 82-90.
31. Shao Y., Hu Q., Guo H., Lu Y., Dong Q. and Han C. 2003. Effect of dielectric properties of moist salinized soils on backscattering coefficients extracted from RADARSAT image. IEEE Trans. Geosciences and Remote Sensing, 41: 1879–1888.
32. Taghizadeh-Mehrjardi R., Minasny B., Sarmadian F. and Malone B. 2014. Digital mapping of soil salinity in Ardakan region, central Iran. Geoderma 213: 15–28.
33. Tanji K.K. and Wallender W.W. 2012. Nature and extent of agricultural salinity and sodicity. In: Wallender W.W., Tanji K.K. (eds.) Agricultural Salinity Assessment and Management. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practices No. 71. ASCE, Reston. VA, USA, pp. 10-25.
34. Udelhoven T., Emmerling C. and Jarmer T. 2003. Quantitative analysis of soil chemical properties with diffuse reflectance spectrometry and partial least-square regression: A feasibility study. Plant and Soil 251: 319–329.
35. Wold S., Sjostrom M. and Eriksson L. 2001. PLS-regression: a basic tool of chemometrics. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems 58: 109–130
36. Wu W., Mhaimeed A.S., Al-Shafie W.M., Ziadat F., Dhehibi B., Nangia V. and De Pauwa E. 2014. Mapping soil salinity changes using remote sensing in Central Iraq. Geoderma Regional, 2–3: 21–31.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 929-942

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۹۴۲-۹۲۹

# Statistical Modeling of Soil Salinity on Large Scale

**Y. Hasheminejhad[1]- M. Homaee[2]* - A. Noroozi[3]**

Received: 25-07-2016
Accepted: 07-03-2017

**Introduction:** Soil salinization is increasing across developing world countries and agricultural production is decreasing as a result of this stress. Climate change could adversely affect soil salinization trend through the decrease in rainfall and increased evapotranspiration in arid regions. Policy and decision makers require continuous and quantitative monitoring of soil salinity to adapt with the adverse effects of climate change and increasing need for food. Indices derived from near surface or satellite based sensors are increasingly applied for monitoring of soil salinity so a considerable number of these indices are introduced already for soil salinity monitoring. Different regression methods have been already used for modeling and verification of developed models amongst them multiple linear regression (including stepwise, forward selection and backward elimination) and partial least square regression are the most important methods.

**Materials and Methods:** To evaluate different approaches for modeling soil salinity against remotely sensed data, an area of about 50000 ha was selected in Sabzevar- Davarzan plain during 2013 and 2014 years. The locations of sampling points were determined using Latin Hypercube Sampling (LHS) strategy. Sampling density was 97 points for 2013 and 25 points for 2014. All points were sampled down to 90 cm depth in 30 cm increments. Totally 366 soil samples were analyzed in the laboratory for electrical conductivity of saturated extract. Electromagnetic induction device (EM38) was also used to measure bulk soil electrical conductivity for the sampling points at the first year and sampling points and 8 points around it at the second year. Totally 97 and 225 EM measurements were also recorded for first and second years respectively. Mean measured soil EC data were calibrated against the EM measurements. Finding the fair correlations, the EM and EC data could be converted to each other. 23 spectral indices derived from Landsat 8 images in the sampling dates along with DEM were used as independent variables. Multiple Linear Regression (MLR) and Partial Least Square Regression (PLSR) methods were evaluated for their fitness in predicting soil salinity from independent variables in different calibration and verification datasets.

**Results and Discussion:** Different multiple linear regression approaches using the first year data for training and second year data for testing the models and vice versa were evaluated which produced determination coefficients of about 22 to 88 percent in the training dataset but this regression did not reach to 29 percent in the test dataset. Due to the multiple co-linearity amongst the independent variables the multiple linear regression methods were not applicable to all variables. Excluding the co-linear variables, log- transforming and randomizing them into train and test datasets improved the determination coefficient of model and its validation at an acceptable level. Application of partial least square regression using the original and log- transformed data of first and second years as train and test datasets and vice versa introduced determination coefficients of about 39 to 85 percent in the training dataset but were not able to predict in the test dataset. Random dividing of all data into train and test datasets considerably increased the determination coefficient in the verification dataset. Repeating the randomization showed that the approach has the required consistency for predicting the coefficients of variables.

**Conclusions:** Wide range of independent variable could be used for predicting soil salinity from remotely sensed data and indices. On the other hand the independent variables generally show multi-colinearity amongst themselves. Correlation matrix, variance inflation factor and tolerance indices could be used to identify multi-colinearity. Removing or scaling the variable with high colinearity could improve the regression. Different data transformation methods including log- transformation could also significantly improve the strength of regression. In this research EM data showed more significant correlations with spectral indices in comparison with laboratorial measured EC data. As the EM38 device measures the reflectance in special range of spectrum this higher correlation could be expected. Such models should be calibrated and verified against ground truth data.

1 - PhD Student, Soil Science Department, Tarbiat Modares University
2 - Professor, Irrigation and Drainage Department, Tarbiat Modares University
(*- Corresponding Author Email: mhomaee@modares.ac.ir)
3 - Assistant Professor, Soil Conservation and Watershed Management Research Center (SCWMRC), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran

Generally a part of data set is used for calibrating (making the model) and the remained for verifying (testing the model). Random dividing of the total data of 2 years into calibration (2/3 of data) and verification (1/3 of data) could significantly improve the regression in the verification data set. This procedure increases the range of variability for data used for calibration and verification and prevents outlier predictions.

**Keywords:** Multiple linear regression, Partial least square regression, Remote sensing, Spectral indices, Verification

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۹۵۵-۹۴۳

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 943-955

# اثر عملیات زراعی بلند مدت بر تغییر شکل‌های اکسید آهن و کانی‌های خاک در ورتی‌سل‌های منطقه پیرانشهر

سالار رضاپور[1*] – حنیفه آژاه[2]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۵/۱۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۰/۲۰

## چکیده

تغییرپذیری و رفتار شکل‌های اکسید آهن و کانی‌های خاک در میزان توسعه و تکامل خاک اثرات قابل توجهی دارند و عملیات زراعی طولانی مدت می‌تواند این فرایند را تحت تاثیر قرار دهد. به منظور بررسی تاثیر عملیات زراعی طولانی مدت بر رفتار کانی‌های رسی و شکل‌های مختلف اکسید آهن، شش خاکرخ از خاک‌های ورتی سل زراعی و غیر زراعی همجوار در منطقه پیرانشهر تشریح، نمونه برداری و تجزیه شدند. شکل‌های مختلف اکسید آهن شامل آهن پدوژنیک ($Fe_d$)، آهن کریستالی ($Fe_{cryst}$)، آهن کریستالی ضعیف ($Fe_o$) و آهن کمپلکس با مواد آلی ($Fe_p$) مورد مطالعه قرار گرفتند. همچنین مطالعات کانی شناسی خاک نیز به روش پراش اشعه ایکس (XRD) انجام شد. نتایج نشان داد که عملیات زراعی مستمر و طولانی مدت باعث تغییرات قابل توجهی در مقدار شکل‌های اکسید آهن نسبت به اراضی غیر زراعی همجوار شده است. بطوریکه مقدار آهن پدوژنیک در خاک‌های زراعی از ۱ تا ۶۴ درصد و آهن کریستالی نیز از ۴۴ تا ۹۰ درصد روند افزایشی نسبت به خاک‌های غیر زراعی نشان دادند که می‌تواند بیانگر تاثیر عملیات زراعی در تسریع فرایند هوادیدگی باشد. همچنین نتایج کانی‌شناسی نشان داد که عملیات زراعی تغییری در نوع (کیفیت) کانی‌ها ایجاد نکرده ولی در شدت و موقعیت پیک کانی‌ها بویژه در کانی‌های ایلایت، اسمکتایت و کلرایت، تغییرات قابل توجهی ایجاد شده است.

**واژه‌های کلیدی:** آهن پدوژنیک، آهن کریستالی، خاک زراعی، کانی‌شناسی

## مقدمه

آهن حدود ۵ درصد از پوسته زمین را تشکیل می‌دهد. فازهای مختلفی از آهن در خاک وجود دارند که از جمله آنها میتوان به آهن موجود در کانی‌های سیلیکاتی اولیه، اکسیدها و اکسی هیدروکسیدهای آهن با درجه تبلور متفاوت و آهن پیوند شده با مواد آلی اشاره نمود. اکسی هیدروکسیدهای آهن در دامنه‌ای از ترکیبات بی شکل تا بلورین وجود دارند که توسط عصاره‌گیرهای مختلف قابل جدا سازی هستند (۲۹). آهن متصل به ترکیبات آلی توسط پیروفسفات اندازه‌گیری می‌شود. اکسید آهن غیر بلورین تا بلور ضعیف توسط اگزالات آمونیوم اسیدی و آهن پدوژنیک توسط سیترات–دی تیونات–بی‌کربنات استخراج می‌شود. تفاضل این دو شکل آهن و همچنین نسبت آنها در بررسی تشکیل و تکامل خاک‌ها مورد بررسی قرار می‌گیرند (۱۰ و۱۴). هر سه عصاره‌گیر پیروفسفات سدیم، اگزالات آمونیوم اسیدی و بی‌کربنات سیترات دی‌تیونات همبستگی قابل توجه و مثبتی با کربن آلی نشان می‌دهند که بیانگر اینست که مواد آلی بر حلالیت و فراهمی آهن تاثیر می‌گذارد و منجر به اکسیداسیون و رسوب از شکل‌های غیر قابل دسترس آهن و تبدیل به شکل‌های در دسترس می‌شوند (۹). به عقیده بلومه و شورتمن (۴) در شرایط حضور ترکیبات آلی اکسیدهای آهن با تبلور ضعیف تشکیل می‌شوند، چرا که ترکیبات آلی از تبلور اکسیدهای آهن جلوگیری می‌نمایند. برا و همکاران (۳) در خاک‌های هند گزارش دادند که ترتیب مقادیر شکل‌های آهن به صورت توالی $Fe_t>Fe_d>Fe_{ox}\geq Fe_p$ است و این شکل‌های آهن میتوانند تحت تاثیر خصوصیات خاک، فرایندهای خاکسازی و خصوصیات محیطی مانند آب گرفتگی، نوسانات سطح ایستابی و اقلیم تغییر کنند. در واقع اکسیدهای آهن تحت تاثیر فرایندهای خاکسازی و خصوصیات خاک و واکنش‌هایی مانند جذب سطحی، انحلال و رسوب، نقل و انتقال در داخل پروفیل خاک تغییرات قابل توجهی نشان می‌دهد. رضاپور و همکاران (۲۷) در خاک‌های ایران نشان دادند که هوازدگی شیمیایی بهمراه چرخه‌های خشک و مرطوب شدن مهمترین عوامل در توزیع اکسیدهای آهن

۱ و ۲- دانشیار و کارشناس ارشد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه
(*- نویسنده مسئول: Email: S.Rezapour@urmia.ac.ir)
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.57416

بشمار میروند.

بطور کلی اکسیدهای آهن مانند هماتیت ($\alpha$-$Fe_2O_3$)، هیدروکسیدها مانند فری هیدراتها ($Fe_5HO_{8.4}H_2O$)، و اکسی هیدروکسیدها مانند گئوتیت ($\alpha$-FeOOH) همگی بعنوان اکسیدهای آهن در نظر گرفته می شوند (۲۹). منشا اولیه اکثر اکسیدهای آهن خاک کانی‌های اولیه حاوی آهن هستند و کانی‌های اولیه حاوی آهن مانند بیوتیت، فلدسپار، آمفیبول، پیروکسن و پیریت منبع اصلی اکسیدهای آهن خاک هستند (۲۴). آهن از عناصری است که میزان کل آن در خاک وابسته به کانی‌های به ارث رسیده از مواد مادری خاک است، اما مقدار و نسبت شکل‌های مختلف آن بستگی به میزان هوادیدگی و تحول خاک دارد. در مطالعه تحول خاک، اندازه‌گیری شکل‌های مختلف آهن موجود در خاک روش متداولی است. این شکل‌ها برای درک بیشتر فرایندهای پدوژنیکی و درجه هوازدگی خاک مورد بررسی قرار می‌گیرند (۷). از سوی دیگر، تقریبا کلیه خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک‌ها به نوعی از کانی-های رسی تشکیل دهنده آن‌ها سرچشمه می‌گیرند و عوامل اصلی خاکسازی شامل: مواد مادری، اقلیم، پستی و بلندی، پوشش گیاهی که در طی زمان عمل می‌نماید، نوع و فراوانی کانی‌های رسی را مشخص می‌کند. اثرات کشت‌های طولانی مدت بر روی کانی‌شناسی خاک نتایج یکسانی را نشان نداده است بعضی محققان نشان دادند که کشت‌های طولانی مدت (مخصوصا در مورد گیاهان پتاس دوست) می‌تواند با تاثیر بر دینامیک پتاسیم و منیزیم تغییراتی را در کانی‌های رسی ایجاد کند. در مقابل بعضی تحقیقات نیز عدم تاثیر پذیری کانی-های خاک مخصوصا بخش رس را به دنبال کشت‌های مستمر اعلام کردند. به عنوان مثال سینگ و گلدینگ (۳۰) طی تحقیقات خود اعلام کردند که کشت‌های طولانی مدت تغییراتی را در شکل و شدت پیک‌های ناشی از XRDایجاد نکرده است. در مقابل رضاپور و صمدی (۲۸) پس از مطالعه اثر بیش از ۴ دهه کشت چغندر قند به این نتیجه رسیدند که اگرچه کشت‌های متمرکز اثری روی کمیت کانی‌های بخش رس نداشته، اما تغییراتی را در شکل و شدت پیک-های ایلایت و اسمکتایت ایجاد کرده است. بر خلاف اینکه در ارتباط با تغییرات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تحت تاثیر عملیات زراعی مستمر تحقیقات قابل توجهی صورت گرفته است، اما در ارتباط با تاثیر عملیات زراعی طولانی مدت بر تغییرات احتمالی کانی‌های رسی و شکل‌های مختلف اکسیدهای آهن مطالعات شایان توجهی به ویژه در ایران انجام نشده است. بنابراین هدف از این پژوهش (۱) اثر کشت‌های طولانی مدت بر روی شکل‌ها و توزیع خاکرخی اکسیدهای آهن و (۲) بررسی ارتباط توزیع شکل‌های اکسید آهن با کانی‌های رسی در خاک‌های ورتی سول منطقه پیرانشهر می‌باشد.

## مواد و روش‌ها

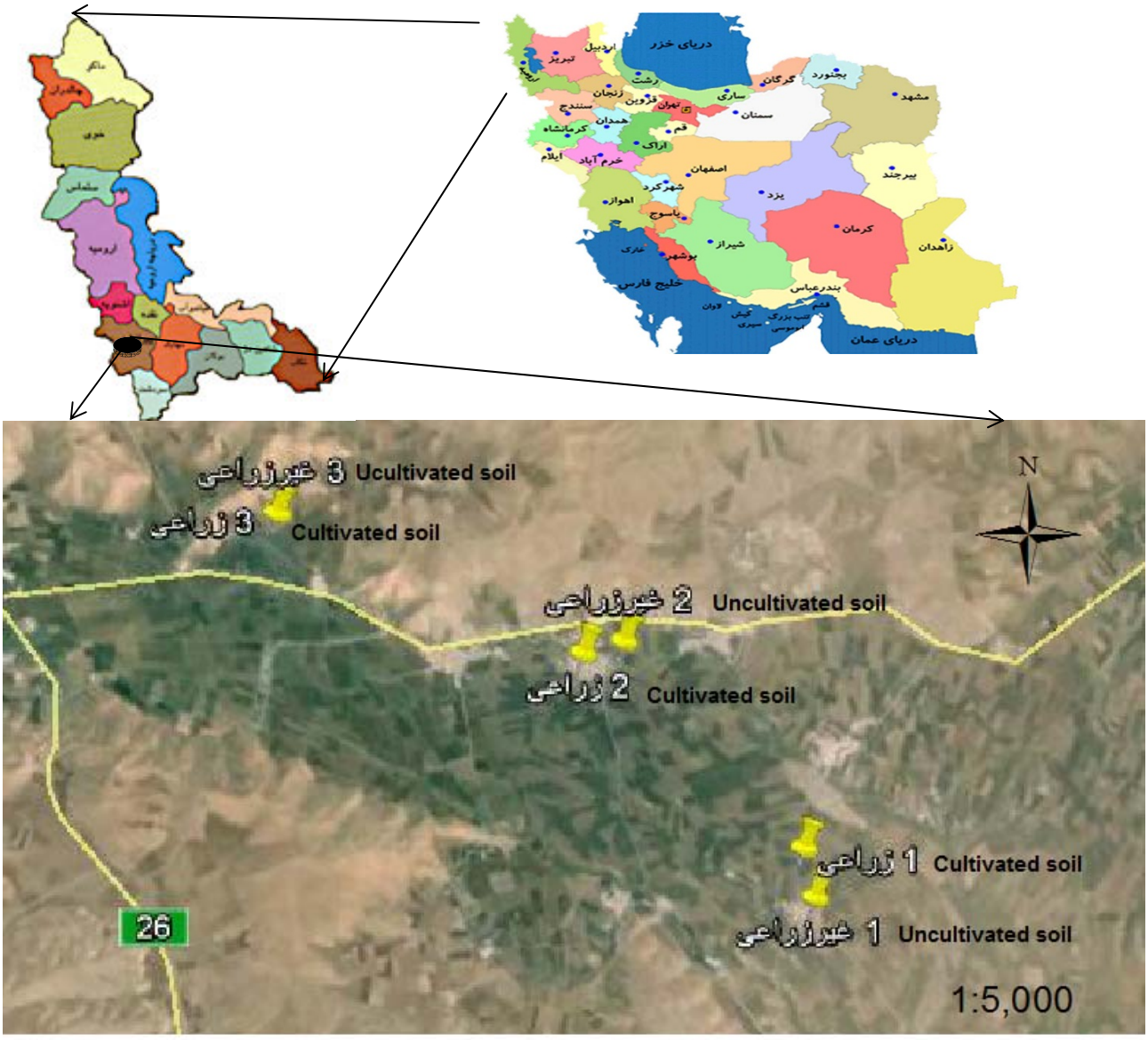
پژوهش حاضر در منطقه‌ای پسوه از شهرستان پیرانشهر به مساحت تقریبی ۲۲۵۹ کیلومتر مربع و در محدوده ارتفاعی ۱۲۰۰ تا ۱۳۵۰ متر از سطح دریا، واقع در استان آذربایجان غربی انجام شد. این منطقه در حد فاصل ۴۵ درجه و ۹ دقیقه تا ۴۵ درجه و ۵۰ دقیقه طول شرقی و ۳۶ درجه و ۴۶ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۵۰ دقیقه عرض شمالی واقع شده است. متوسط درجه حرارت سالیانه این منطقه ۱۲/۲ درجه سانتیگراد و میانگین بارندگی سالیانه حدود ۷۰۰ میلی‌متر است. رژیم رطوبتی و حرارتی خاک منطقه مطالعاتی، به ترتیب زریک و مزیک می‌باشند. پس از بررسی نقشه‌های زمین شناسی و توپوگرافی منطقه، موقعیت ۶ خاکرخ از رده غالب ورتی سول در خاک‌های زراعی و غیر زراعی همجوار تعیین، تشریح و نمونه برداری شدند (شکل ۱). موقعیت خاکرخ های مطالعه شده به صورت زیر بود:

خاکرخ های ۱ و ۲ [۱- زراعی (36°47′03″N و45°15′36″E)، ۲- غیر زراعی (36°46′45″N و 45°15′30″E)]، خاکرخ های ۳ و ۴ [۳- زراعی (36°48′43″N و 45°14′07″E) ۴- غیر زراعی (36°48′40″N و 45°15′06″E)] و خاکرخ های ۵ و۶ [۵- زراعی (36°50′20″N و 45°13′13″E)، ۶- غیر زراعی (36°50′19″N و 45°13′12″E)].

این منطقه برای بیش از ۵ دهه است که تحت کشت متناوب چغندرقند و گندم قرار دارد. خاک‌های منطقه مورد مطالعه همگی در واحدهای فیزیوگرافی فلات‌ها و تراس‌های فوقانی قرار داشته و شیب عمومی آن‌ها حدود ۸-۵ درصد است. در هر موقعیت، پروفیل‌های زراعی و غیر زراعی همجوار به گونه‌ای انتخاب شدند که از شرایط یکسانی از لحاظ مواد مادری، شیب و جهت شیب و زهکشی برخوردار باشند. قسمت اصلی و اعظم سنگ‌های اطراف محدوده مطالعاتی که منشا مواد اولیه خاک‌های محدوده می‌باشد از تشکیلات کرتاسه بالایی و میانی است که سنگ‌های آن عمدتا از آهک و دولومیت و همچنین از شیل، کنگلومرا، فیلیت و آهک‌های متامورفیکی تشکیل یافته است.

جهت انجام تجزیه‌های فیزیکی و شیمیایی، نمونه‌های خاک پس از هوا خشک شدن، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شده و آزمایش-های لازم شامل اندازه‌گیری pH گل اشباع، بافت خاک به روش هیدرومتری (۶)، کربن آلی به روش والکی بلک (۲۳)، کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش تیتراسیون (۲۳)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) به روش استات سدیم نرمال انجام گردید. از سیترات- بی-کربنات - دی تیونات (CBD) جهت اندازه‌گیری اکسید آهن پدوژنیک (۱۲)، از اگزالات آمونیوم برای اندازه‌گیری اکسید آهن بی‌شکل و با تبلور ضعیف (۲۲) و از پیروفسفات برای اندازه‌گیری آهن کمپلکس شده با مواد آلی (۲۰ ) استفاده گردید. غلظت شکل‌های مختلف آهن

استخراج شده بوسیله دستگاه جذب اتمی شیمادزو مدل ۶۰۰۰ دانشگاه ارومیه قرائت شد. برای تعیین نوع کانی‌های رسی در خاک از روش کیتریک و هوپ (۱۹) برای حذف مواد سیمانی و جدا نمودن بخش رس استفاده گردید و چهار تیمار مختلف شامل اشباع با منیزیم، اشباع با پتاسیم، اشباع با منیزیم و تیمار اتیلن گلیکول، اشباع با پتاسیم و تیمار حرارت ۵۵۰ درجه سانتیگراد بر روی هر یک از نمونه‌ها اعمال گردید، نمونه‌های رسی خاک پس از آماده سازی و همچنین نمونه-های پودری خاک بوسیله دستگاه پراش اشعه ایکس (مدل شیمادزو ۶۰۰۰) مورد اسکن و مطالعه قرار گرفتند. برای نمونه های پودری ابتدا نمونه های خاک از غربال با مش ۲۷۰ عبور داده شدند و سپس در دامنه ۱۰ تا ۸۰ درجه 2θ اسکن شدند.




**شکل ۱- منطقه مورد مطالعه**

**Figure 1- The study area**

## نتایج و بحث

### خصوصیات خاک‌ها

جدول‌های ۱ و ۲ برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکرخ‌های مطالعه شده را در خاک‌های زراعی و غیرزراعی نشان می‌دهند. مقدار ذرات سه گانه خاک‌های زراعی نسبت به خاک‌های غیرزراعی تغییراتی را نشان می‌دهند. در اکثر مناطق مطالعه شده در خاک‌های زراعی نسبت به خاک‌های غیرزراعی مقدار رس روند

افزایشی و مقدار شن روند کاهشی داشتند. این رویکرد نشان می‌دهد که عملیات زراعی و آبیاری طولانی مدت احتمالا از طریق افزایش فرایند هوادیدگی باعث کاهش اندازه ذرات یعنی افزایش رس و سیلت شده است. دامنه pH محدوده خنثی را نشان داد. روند تغییرات کربن آلی در خاک‌های زراعی نسبت به غیر زراعی در افق سطحی همه خاکرخ‌ها کاهش یافت، که با نتایج رضاپور و صمدی (۲۸) تطابق دارد. در اکثر خاکرخ‌ها مخصوصا در خاکرخ‌های زراعی (بجز دو عمق تحتانی)، با افزایش عمق میزان کربنات کلسیم معادل بطور منظمی افزایش یافته است. در واقع چنین می‌توان گفت که تحت تأثیر عملیات زراعی (وجود میزان رطوبت و فشار گاز $CO_2$ نسبتاً بالا) کربنات‌ها در افق‌های سطحی انحلال پیدا کرده و به لایه‌های پایین‌تر انتقال یافته است. مقدار CEC که تابع مقدار و نوع رس و همچنین مقدار مواد آلی است در خاک‌های زراعی بین ۲۵/۹ در افق Bkss2 تا ۴۴/۷ سانتی مول بار بر کیلوگرم در افق Bkss1 خاکرخ ۱ متغیر بود و در خاک‌های غیر زراعی نیز بین ۲۴/۲ در افق Bkss3 خاکرخ ۳ تا ۳۶/۵ سانتی مول بار بر کیلوگرم در افق Bkss1 خاکرخ ۱ متغیر بود.

### اثر عملیات زراعی بر شکل‌های اکسید آهن

عملیات زراعی مدت باعث تغییرات قابل توجهی در مقدار اکسیدهای آهن شده است. جدول ۳ نشان می‌دهد که مقدار اکسید آهن پدوژنیک ($Fe_d$) در خاک‌های زراعی از حداقل ۱/۶۷ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Ap خاکرخ ۳ تا حداکثر ۴/۴۱ گرم بر کیلوگرم در افق Bkss2 خاکرخ ۱ متغیر بود، در حالیکه مقدار این شکل آهن در خاک‌های غیر زراعی از حداقل ۱/۱۶ گرم بر کیلوگرم در افق Bwخاکرخ ۱ تا حداکثر ۲/۹۶ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Bkss2 خاکرخ ۲ متغیر بود (جدول ۴) و این نشان می‌دهد که عملیات زراعی باعث افزایش ۰/۱۴ تا ۶۳/۷ درصدی شکل آهن پدوژنیک شده است. مقدار آهن پدوژنیک در خاکرخ‌های زراعی (بجز در خاکرخ ۲) با افزایش عمق، افزایش یافته است. بعبارتی دیگر در افق‌های زیر سطحی، آهن پدوژنیک مقادیر بیشتری را نسبت به افق‌های سطحی نشان داد (جدول ۳). میانگین وزنی آهن پدوژنیک در خاکهای زراعی در دامنه ۲ در خاکرخ ۳ تا ۳/۷ گرم بر کیلوگرم در خاکرخ ۱ قرار داشت، همچنین در خاکهای غیر زراعی نیز مقدار آن در دامنه ۱/۵ در خاکرخ ۳ تا ۲/۹ گرم بر کیلوگرم در خاکرخ ۲ قرار داشت. افزایش آهن پدوژنیک همراه با افزایش عمق می‌تواند ناشی از فرایندهای احتمالی زیر باشد:

۱) دامنه بالای هوادیدگی درجا در افق B تحت تاثیر چرخه تر و خشک شدن و فعالیت ریشه‌ها.

۲) با افزایش عمق از مقدار مواد آلی کاسته شده و در نتیجه میزان آهن بلورین بیشتر شده که باعث مقادیر بیشتر $Fe_d$ نسبت به افق‌های سطحی می‌شود (۱۰).

۳) انتقال آهن پدوژنیک همراه با رس از افق‌های سطحی به افق B (۲۷).

بطور کل، آهن پدوژنیک در تمامی خاکرخ‌های زراعی بیشتر از پروفیل‌های غیر زراعی است. که یکی از دلایل آن را می‌توان هوادیدگی بیشتر خاک‌های زراعی عنوان کرد و در واقع مجموعه یکسری از فرایندها مانند کشت مستمر و آبیاری غرقابی باعث شده‌اند که با افزایش دما و رطوبت، فرایند هوادیدگی در خاک‌های زراعی نسبت به خاک‌های غیر زراعی تسریع شود و مقدار آهن پدوژنیک را با افزایش عمق در خاک‌های زراعی افزایش دهد، که این نتایج و ارزیابی با نتایج تحقیقات برا و همکاران (۳) همخوانی دارد.

مقدار اکسید آهن آمورف ($Fe_o$) در خاک‌های زراعی از حداقل ۰/۸۵ گرم بر کیلوگرم در افق Bkss2 خاکرخ ۱ تا حداکثر ۱/۵۷ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Ap خاکرخ ۳ متغیر بود ولی مقدار این نوع اکسید در خاک‌های غیر زراعی از حداقل ۰/۶۷ گرم بر کیلوگرم خاک در افق A خاکرخ ۱ تا حداکثر ۱/۴۴ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Bkss2 خاکرخ ۳ متغیر بود (جدول ۳ و ۴) و این تغییرات نشان می‌دهد که عملیات زراعی باعث افزایش این شکل اکسید آهن از ۲/۷ تا ۱۳/۹ درصد شده است. میانگین وزنی آهن آمورف در خاکهای زراعی بین ۱/۱۵ در خاکرخ ۱ تا ۱/۴۷ گرم بر کیلوگرم در خاکرخ ۲ بود، همچنین در خاکهای غیر زراعی مقدار آهن آمورف بین ۰/۹۹ در خاکرخ ۱ تا ۱/۱۷ گرم بر کیلوگرم در خاکرخ ۳ بود.

بطور کلی مقدار تغییرات آهن بی‌شکل نسبت به عمق خاک، نا منظم بود. مقدار آهن استخراج شده با اگزالات آمونیوم در افق‌های سطحی اکثر خاکرخ‌های خاک‌های زراعی بیشتر از خاکهای غیر زراعی همجوار بوده است که این یافته با نتایج دالمولین و همکاران (۸) در خاک‌های برزیل مطابقت دارد. از دلایل این امر میتوان به امکان هوادیدگی بیشتر کانی‌های اولیه و کانی‌های رس حاوی آهن در افق‌های سطحی و وجود ماده آلی زیاد (حضور مواد آلی سبب تاخیر در کریستالی شدن اکسیدهای آهن می‌گردد) اشاره نمود (۲۹). مقدار اکسید آهن کمپلکس با مواد آلی ($Fe_p$) در خاک‌های زراعی از حداقل ۰/۵۱ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Bw خاکرخ ۳ تا حداکثر ۰/۹۳ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Bkss1 خاکرخ ۲ متغیر بود. مقدار این شکل آهن در خاک‌های غیر زراعی نیز از حداقل ۰/۲ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Bkss2 خاکرخ ۳ تا حداکثر ۰/۷۳ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Bkss1 خاکرخ ۱ می‌باشد (جدول ۳ و ۴). مقدار این شکل آهن نیز تحت تاثیر عملیات زراعی از ۱۹ تا ۶۰/۹ درصد افزایش یافته است.

**جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکرخ‌های زراعی**

**Table 1- Selected physicochemical properties of the cultivated profiles**

| افق | عمق | شن | سیلت | رس | pH | OC | CCE | CEC |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | (cm) | (g kg$^{-1}$) | | | | (g kg$^{-1}$) | | (cmol$_c$ kg$^{-1}$) |
| Fine,mixed, superactive, mesic, Chromic Calcixererts :خاکرخ ۱(Profile 1) | | | | | | | | |
| Ap | 0–20 | 180 | 340 | 480 | 6.9 | 8.4 | 105 | 38.2 |
| Bw | 20–40 | 140 | 340 | 520 | 6.۹ | 4.9 | 150 | 35.7 |
| Bkss1 | 40–100 | 160 | 310 | 530 | 7.1 | 4.9 | 160 | 44.7 |
| Bkss2 | 100–140 | 150 | 310 | 540 | 7 | 2.7 | 220 | 37.4 |
| Fine,mixed, superactive, mesic, Typic Haploxererts :خاکرخ ۲(Profile 2) | | | | | | | | |
| Ap | 0–30 | 310 | 300 | 390 | 6.8 | 7.9 | 25 | 33.8 |
| Bw | 30–80 | 238 | 362 | 400 | 7 | 6 | 65 | 35.6 |
| Bss1 | 80–110 | 232 | 300 | 468 | 7 | 5 | 30 | 29.4 |
| Bss2 | 110–150 | 252 | 340 | 408 | 7.2 | 5.1 | 35 | 31.2 |
| Fine, mixed, superactive, mesic, Typic Calcixererts :خاکرخ ۳(Profile 3) | | | | | | | | |
| Ap | 0–30 | 164 | 456 | 380 | 6.9 | 9.9 | 135 | 34.7 |
| Bkss1 | 30–70 | 124 | 396 | 480 | 7.3 | 6.3 | 205 | 34.7 |
| Bkss2 | 70–110 | 104 | 376 | 520 | 7.5 | 1.5 | 215 | 31.2 |
| Bkss3 | 110–160 | 104 | 336 | 560 | 7.6 | 2.2 | 230 | 25.99 |

OC : کربن آلی، CCE: کربنات کلسیم کل، CEC: ظرفیت تبادل کاتیونی

**جدول ۲- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکرخ‌های غیر زراعی**

**Table 2- Selected physicochemical properties of the uncultivated profiles**

| افق | عمق | شن | سیلت | رس | pH | OC | CCE | CEC |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | (cm) | (g kg$^{-1}$) | | | | (g kg$^{-1}$) | | (cmol$_c$ kg$^{-1}$) |
| Fine,mixed, superactive, mesic, Chromic Calcixererts :خاکرخ ۱(Profile 1) | | | | | | | | |
| A | 0–20 | 192 | 456 | 352 | 6.8 | 16.4 | 170 | 34.7 |
| Bw | 20–50 | 232 | 436 | 332 | 6.9 | 10.4 | 195 | 30.3 |
| Bkss1 | 50–100 | 312 | 396 | 292 | 7 | 16.1 | 235 | 36.5 |
| Bkss2 | 100–150 | 352 | 336 | 312 | 7.1 | 15.3 | 245 | 31.2 |
| Fine,mixed, superactive, mesic, Typic Haploxererts :خاکرخ ۲(Profile 2) | | | | | | | | |
| A | 0–20 | 320 | 300 | 380 | 7 | 17.9 | 45 | 35.۶ |
| Bw | 20–60 | 180 | 300 | 520 | 7 | 5.5 | 35 | 35.۶ |
| Bss1 | 60–100 | 180 | 280 | 540 | 6.9 | 3.3 | 80 | 35.2 |
| Bss2 | 100–150 | 170 | 290 | 540 | 7 | 4.5 | 160 | 34.3 |
| Fine, mixed, superactive, mesic, Typic Calcixererts :خاکرخ ۳(Profile 3) | | | | | | | | |
| A | 0–20 | 184 | 396 | 420 | 6.9 | 15.9 | 100 | 31.2 |
| Bkss1 | 20–60 | 164 | 356 | 480 | 7.1 | 6.2 | 145 | 33.8 |
| Bkss2 | 60–100 | 124 | 356 | 520 | 7.6 | 2.2 | 155 | 32.5 |
| Bkss3 | 100–150 | 204 | 316 | 480 | 8 | 2.8 | 215 | 24.2 |
| میانگین وزنی زراعی | | 167.4 | 359.6 | 478.1 | 7.4 | 5.1 | 142.9 | 36 |
| میانگین وزنی زراعی | | 219.3 | 343.8 | 436.9 | 7.2 | 8.7 | 158.9 | 32.7 |

OC : کربن آلی، CCE: کربنات کلسیم کل، CEC: ظرفیت تبادل کاتیونی

**جدول ۳- مقادیر شکل‌های اکسید آهن در خاکرخ‌های زراعی**

**Table 3- The amounts of iron oxide forms in the cultivated profiles**

| افق | عمق | $Fe_d$ | $Fe_o$ | $Fe_p$ | $Fe_{cryst}$ | $Fe_o/Fe_d$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | (cm) | ($g\ kg^{-1}$) | | | | |
| | Fine,mixed, superactive, mesic, Chromic Calcixererts :خاکرخ ۱(Profile 1) | | | | | |
| Ap | 0–20 | 2.16 | 0.86 | 0.79 | 1.31 | 0.39 |
| Bw | 20–40 | 3.24 | 1.23 | 0.74 | 2.01 | 0.38 |
| Bkss1 | 40–100 | 3.93 | 1.42 | 0.74 | 2.51 | 0.36 |
| Bkss2 | 100–140 | 4.41 | 0.85 | 0.78 | 3.56 | 0.19 |
| | Fine,mixed, superactive, mesic, Typic Haploxererts :خاکرخ ۲ (Profile 2) | | | | | |
| Ap | 0–30 | 3.82 | 1.22 | 0.76 | 2.6 | 0.32 |
| Bw | 30–80 | 3.04 | 1.16 | 0.73 | 1.88 | 0.38 |
| Bss1 | 80–110 | 2.82 | 1.18 | 0.93 | 1.64 | 0.42 |
| Bss2 | 110–150 | 2.14 | 1.08 | 0.7 | 1.06 | 0.51 |
| | Fine, mixed, superactive, mesic, Typic Calcixererts :خاکرخ ۳ (Profile 3) | | | | | |
| Ap | 0–30 | 1.67 | 1.57 | 0.67 | 0.1 | 0.94 |
| Bkss1 | 30–70 | 1.76 | 1.4 | 0.51 | 0.36 | 0.79 |
| Bkss2 | 70–110 | 1.2 | 1.16 | 0.54 | 0.83 | 0.58 |
| Bkss3 | 110–160 | 2.04 | 0.89 | 0.54 | 1.15 | 0.43 |

$Fe_d$: اکسیدآهن پدوژنیک، $Fe_o$: اکسیدآهن بی‌شکل، $Fe_p$: اکسیدآهن کمپلکس با مواد آلی، $Fe_{cryst}$: اکسیدآهن کریستالی، $Fe_o/Fe_d$: نسبت آهن فعال

میانگین وزنی آهن کمپلکس با مواد آلی در خاکهای زراعی ما بین ۰/۵۹ در خاکرخ ۱ تا ۰/۸۱ گرم بر کیلوگرم در خاکرخ ۲ قرار داشت، در خاکهای غیر زراعی نیز مقدار آهن کمپلکس با مواد آلی ما بین ۰/۲۴ در خاکرخ ۳ تا ۰/۶۱ گرم بر کیلوگرم در خاکرخ ۱ قرار داشت. تغییرات میزان آهن کمپلکس شده با مواد آلی در خاک‌های زراعی به موازات افزایش مواد آلی می‌باشد. بعلت اینکه مواد آلی نقش مهمی در حلالیت و قابل دسترس بودن آهن دارد و هر چقدر مقدار مواد آلی بیشتر باشد، مقدار $Fe_p$ بیشتر خواهد شد. تحلیل‌های مشابهی توسط ایگو و همکاران (۱۳) در خاک‌های نیجریه و پراستیو و گیلکس (۲۵) در خاک‌های غرب منطقه Java گزارش شده است. آهن کریستالی از تفاوت بین آهن پدوژنیک ($Fe_d$) و آهن آمورف ($Fe_o$) بدست می‌آید. تغییرات میزان آهن بلورین ($Fe_d$-$Fe_o$) همانند روند تغییرات آهن پدوژنیک بوده که در این ارتباط عواملی مانند فرایندهای خاکسازی، اقلیم، مواد آلی، میزان هوادیدگی و درجه توسعه خاک دخالت عمده‌ای می‌توانند داشته باشند (۱). مقدار اکسید آهن کریستالی ($Fe_{cryst}$) در خاک‌های زراعی از حداقل ۰/۱ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Ap خاکرخ ۳ تا حداکثر ۳/۵۶ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Bkss2 خاکرخ ۱ متغیر بود مقدار این نوع اکسید در خاک‌های غیر زراعی نیز از حداقل ۰/۰۷ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Bkss2 خاکرخ ۳ تا حداکثر ۱/۹۲ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Bkss2 خاکرخ ۲ متغیر بود. این شکل اکسید آهن در خاک‌های زراعی نسبت به غیر زراعی در خاکرخ‌های ۱ و۳ از ۴۳/۶ تا ۹۰/۲ درصد افزایش و درخاکرخ ۲ روند کاهشی ۱/۶ درصدی داشت. میانگین وزنی آهن کریستالی در خاکهای زراعی بین ۰/۷۵ در خاکرخ ۳ تا ۲/۵۷ گرم بر کیلوگرم در خاکرخ ۱ بود، در خاکهای غیر زراعی نیز از بین ۰/۲۵ در خاکرخ ۱ تا ۱/۷۸ گرم بر کیلوگرم در خاکرخ ۲ بود.

یکی از شاخص‌های تکامل خاک نسبت آهن حاصل از اگزالات به آهن حاصل از دی‌تیونات ($Fe_o/Fe_d$) می‌باشد که نشانگر مقدار تکامل و سن در خاک است بطوریکه با کاهش این نسبت می‌توان به افزایش تکامل خاک پی برد ۲۱). نتایج تحقیقات گذشته نشان می‌دهد با افزایش درجه توسعه و تکامل خاک در طول زمان، میزان اکسیدهای پدوژنیک آهن و درجه بلوری آنها افزایش یافته و در نتیجه آن نسبت آهن فعال کاهش می‌یابد. مقدار نسبت اکسید آهن فعال ($Fe_o/Fe_d$) در خاک‌های زراعی از حداقل ۰/۱۹ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Bkss2 خاکرخ ۱ تا حداکثر ۰/۹۴ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Ap خاکرخ ۳ متغیر بود و مقدار این نسبت در خاک‌های غیر زراعی نیز از حداقل ۰/۳۴ گرم بر کیلوگرم خاک در افق A خاکرخ ۲

تا حداکثر ۰/۹۵ گرم بر کیلوگرم خاک در افق Bkss2 خاکرخ ۳ متغیر بود (جدول ۳ و ۴). میانگین وزنی آهن فعال در خاکهای زراعی ما بین ۰/۳۲ در خاکرخ ۱ تا ۰/۶۸ گرم بر کیلوگرم در خاکرخ ۳ قرار داشت، همچنین در خاکهای غیر زراعی نیز از ۰/۳۹ در خاکرخ ۲ تا ۰/۷۹ گرم بر کیلوگرم در خاکرخ ۱ قرار داشت. درصد تغییرات این نوع اکسید آهن در خاک‌های زراعی نسبت به غیر زراعی همجوار در خاکرخ‌های ۱ و ۳ از ۱۴/۱ تا ۱۴۸/۳ کاهش و در خاکرخ ۲ روند افزایشی ۵/۵۹ درصدی نشان داد. وجود چرخه خیسی و خشکی متناوب و به دنبال آن هوادیدگی درجای اکسیدهای آهن و کانی‌های حاوی آهن در خاک‌های زراعی و به دنبال آن کریستالی شدن بیشتر اکسیدهای آهن می‌تواند از دلایل اصلی این رفتار باشد. نسبت آهن فعال در تمامی افق‌های خاکرخ‌های زراعی کمتر از خاکرخ‌های غیر زراعی بود، که می‌تواند نشان دهنده روند تکاملی بیشتر خاک‌های زراعی باشد (جدول‌های ۳ و ۴). در واقع این روند نشان می‌دهد که زراعت مستمر و افزایش هوادیدگی بیشتر در خاک‌های زراعی احتمالا باعث تسریع روند تکاملی آنها نسبت به خاک‌های غیر زراعی شده است.

**جدول ٤-مقادیر شکل‌های اکسید آهن در خاکرخ‌های غیر زراعی**

**Table 4- The amounts of iron oxide forms in the uncultivated profiles**

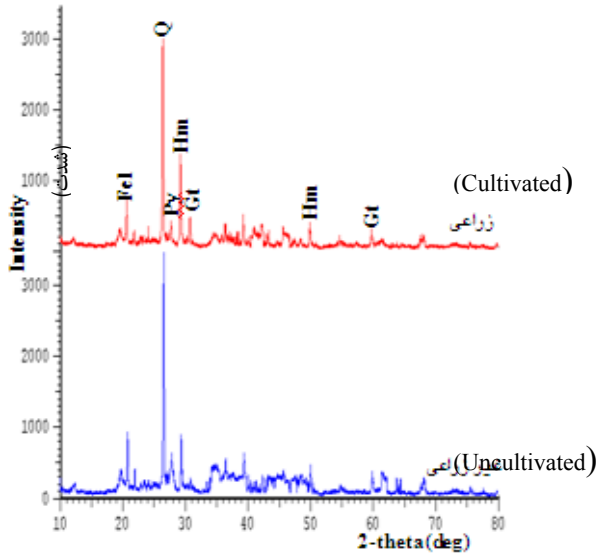
| افق | عمق (cm) | $Fe_d$ | $Fe_o$ | $Fe_p$ | $Fe_{cryst}$ | $Fe_o/Fe_d$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ($g\ kg^{-1}$) | | | | |
| | Fine,mixed, superactive, mesic, Chromic Calcixererts :خاکرخ ۱(Profile 1) | | | | | |
| A | 0–20 | 1.19 | 0.67 | 0.59 | 0.52 | 0.56 |
| Bw | 20–50 | 1.16 | 0.81 | 0.69 | 0.35 | 0.69 |
| Bkss1 | 50–100 | 1.2 | 1.11 | 0.73 | 0.09 | 0.92 |
| Bkss2 | 100–150 | 1.34 | 1.1 | 0.46 | 0.24 | 0.82 |
| | Fine,mixed, superactive, mesic, Typic Haploxererts :خاکرخ ۲ (Profile 2) | | | | | |
| A | 0–20 | 2.82 | 0.97 | 0.23 | 1.86 | 0.34 |
| Bw | 20–60 | 2.87 | 1.26 | 0.23 | 1.61 | 0.44 |
| Bss1 | 60–100 | 2.92 | 1.17 | 0.29 | 1.75 | 0.4 |
| Bss2 | 100–150 | 2.96 | 1.04 | 0.38 | 1.92 | 0.35 |
| | Fine, mixed, superactive, mesic, Typic Calcixererts :خاکرخ ۳ (Profile 3) | | | | | |
| A | 0–30 | 1.75 | 1.13 | 0.39 | 0.61 | 0.65 |
| Bkss1 | 30–70 | 1.73 | 1.38 | 0.24 | 0.35 | 0.79 |
| Bkss2 | 70–110 | 1.۵ | 1.44 | 0.2 | 0.07 | 0.95 |
| Bkss3 | 110–160 | 1.37 | 0.8 | 0.22 | 0.56 | 0.59 |
| میانگین وزنی زراعی | | 2.88 | 1.28 | 0.72 | 1.71 | 0.48 |
| میانگین وزنی غیر زراعی | | 1.9 | 1.09 | 0.38 | 0.8 | 0.64 |

$Fe_d$: اکسیدآهن پدوژنیک، $Fe_o$: اکسیدآهن بی‌شکل، $Fe_p$: اکسیدآهن کمپلکس با مواد آلی، $Fe_{cryst}$: اکسیدآهن کریستالی، $Fe_o/Fe_d$: آهن فعال

**اثر عملیات زراعی بر کانی‌های خاک**

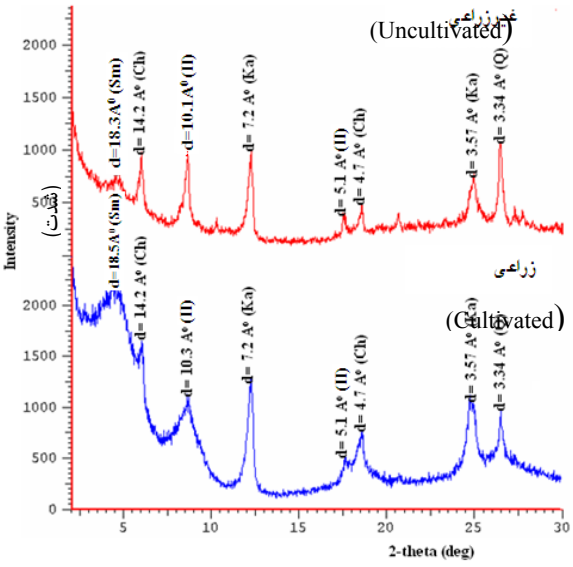
نتایج آزمایشات XRD نمونه‌های پودری (شکل ۲) نشان داد که کانی‌های غالب حاوی آهن در این مطالعه شامل گئوتیت و هماتیت و به میزان کمتری فری‌هیدریت و مگهمیت و دیگر کانی‌های آهن می‌باشند. با توجه به ویژگی‌های اقلیمی و خاکی منطقه مورد مطالعه، حضور کانی گئوتیت و هماتیت در منطقه می‌تواند عمدتا منشا توارثی داشته باشد. علاوه بر این‌ها مقدار زیادی کانی‌های حاوی آهن (Fe-bearing mineral) مانند آمفیبول، پیروکسن، فلدسپار و بیوتیت (در نمونه‌های پودری پراش X) مشاهده شد. مقایسه نتایج XRD پودری خاک‌های زراعی و غیر زراعی همجوار نشان داد که عملیات زراعی مستمر باعث کاهش شدت و پهن شدن پیک‌های کانی‌های حاوی آهن (مانند آمفیبول، فلدسپار و پیروکسن) شده است که نشان می‌دهد عملیات زراعی طولانی مدت باعث تسریع هوادیدگی کانی‌های فوق شده است. از طرف دیگر مقایسه خاک‌های زراعی و غیر زراعی نشان داد که برخلاف کانی‌های اولیه حاوی آهن، عملیات زراعی باعث افزایش نسبی شدت پیک‌های اکسیدهای آهن کریستالی مخصوصا

گوتیت و هماتیت شده است (شکل ۲). این رفتار نشان می‌دهد که عملیات زراعی مستمر باعث افزایش مقدار اکسیدهای آهن کریستالی شده است.



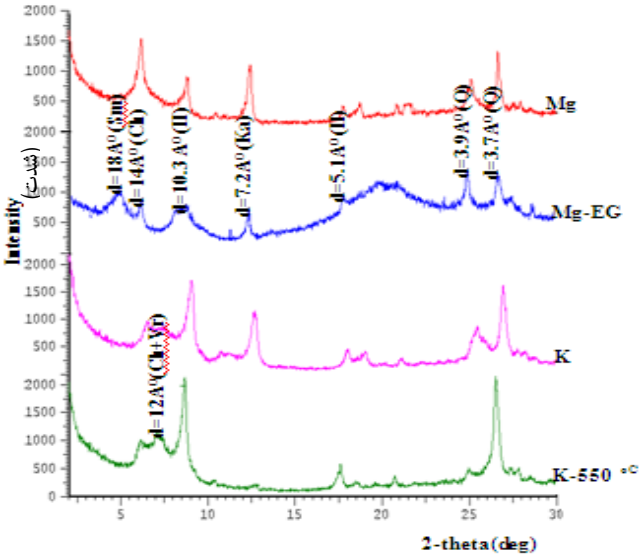

**شکل ۲:مقایسه پراش نگار پودری خاک سطحی زراعی و غیر زراعی پروفیل ۳ (Py: پیروکسن، Fel: فلدسپار، Hm: هماتیت، Gt: گئوتیت)**

**Figure 2- The comparison of X-ray diffraction pattern of non-oriented from the surface soil of profile 3 for the cultivated and uncultivated soils**



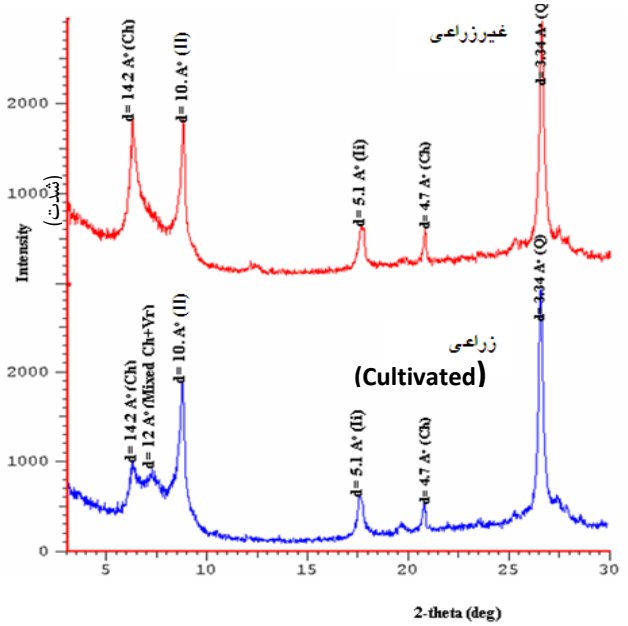

**شکل ٤: مقایسه پراش نگار بخش رس خاک سطحی زراعی و غیر زراعی پروفیل ۳ در تیمار اشباع با منیزیم و گلیسرول**

**Figure 4- The comparison of X-ray diffraction pattern of clay fraction from the surface soil of profile 3 for the cultivated and uncultivated soils in the treatment of Mg plus glycerol**




**شکل ۳ : :پراش نگار بخش رس خاک سطحی پروفیل ۱ زراعی ( Sm: اسمکتایت، Ch: کلرایت، II: ایلایت، Vr: ورمیکولیت، Ka: کائولینایت، Q:کوارتز)**

**Figure 3- X-ray diffraction pattern of clay fraction from the cultivated surface soil of profile 1**




**شکل ٥: مقایسه پراش نگار بخش رس خاک سطحی زراعی و غیر زراعی پروفیل ۲ در تیمار اشباع با پتاسیم و حرارت**

**Figure 5- The comparison of X-ray diffraction pattern of clay fraction from the surface soil of profile 2 for the cultivated and uncultivated soils in the treatment of K plus heat**

افزایش میزان آهن آزاد خاک طی یک توالی زمانی، در نتیجه هوادیدگی و تغییر شکل پیشرفته کانی‌های سیلیکاته حاوی آهن توسط آنیکو و سینگر (۲) گزارش شده است. گابرو و همکاران (۱۱) نیز به این نتیجه رسیدند که بیشترین مقدار آهن پدوژنیک ناشی از آزاد شدن آهن از فیلوسیلیکات‌ها (بطور عمده شامل کانی‌های گروه میکا) و بدون تخریب کامل ساختمان کانی می‌باشد.

## اثر عملیات زراعی مستمر و طولانی مدت بر کانی‌های رسی خاک

ترکیبات کانی‌شناسی اساس پتانسیل تولید را در تمام خاک‌های موجود در جهان تشکیل می‌دهند. نتایج تحقیقات مختلف نشان داده است که شرایط محیطی مانند واحدهای فیزیوگرافی، عملیات زراعی، فعالیت‌های مدیریتی انسان و فرایندهای خاکسازی نقش بسیار مهمی در تغییر و تحول کانی‌های رسی دارند (۱۵، ۱۶ و ۲۶). کانی‌های رسی غالب خاک‌های مطالعه شده عبارت بودند از: کلرایت، ایلیت، ورمیکولیت، اسمکتایت (شکل ۳). با توجه به شرایط تشکیل کانی‌های ایلایت و کلرایت، منشا توارث برای این کانی‌ها در خاک‌های منطقه مورد انتظار است (۱۷ و ۲۸). کانی ایلیت و اسمکتایت در همه خاک-های این مطالعه مشاهده شدند اگر چه شدت انعکاس پیک‌های آنها در خاک‌های مختلف زراعی و غیرزراعی متفاوت بود. در این مطالعه، به نظر می‌رسد منشا تغییر شکل برای کانی اسمکتایت نسبت به سایر جهت‌ها محتمل‌تر باشد و احتمالا ایلایت همراه با فرایندهای پتاسیم زدایی، آلومینیوم زدایی و سیلیس زایی منشا اصلی تشکیل اسمکتایت بوده است (۱۵). مقایسه پراش پرتو ایکس خاک‌های زراعی و غیرزراعی نشان داد که عملیات زراعی به طور چشمگیری شکل پیک کانی‌های کلرایت، ایلایت و اسمکتایت را تحت تأثیر قرار داده است. به طوری که در خاک‌های غیر زراعی، قله‌های تیز و مشخص ۱۰ آنگستروم ایلایت که بیان کننده ایلایت با درجه کریستالی قوی (*Well-crystallized*) می‌باشد به قله‌های ۱۰/۳ آنگستروم که بیان کننده ایلیت با درجه کریستالی ضعیف (*poor-crystallized*) می-باشد، در خاک‌های زراعی، تبدیل شده است و این تغییر شکل یا پهن شدن پیک‌ها با کاهش شدت پیک هم همراه بوده است (شکل ۴). وجود دوره‌های طولانی رطوبت خاک به همراه فعالیت ریشه‌های چغندرقند که یک گیاه پتاس دوست است، در خاک‌های زراعی ممکن است با تسریع هوادیدگی شیمیایی، شرایط مناسبی را برای هوادیدگی ایلایت ایجاد کرده باشد (۲۶). همچنین با توجه به تغییرات قابل توجه روزانه و فصلی درجه حرارت و رطوبت و یا چرخه‌های خشک و مرطوب شدن تحت تاثیر آبیاری غرقابی، احتمالا هوادیدگی ایلایت در قسمت زراعی در مقایسه با غیرزراعی تسریع شده است (۵). شکل، موقعیت و شدت پیک‌های کانی اسمکتایت نیز در خاک‌های زراعی نسبت به غیرزراعی هم‌جوار متفاوت بود. پیک کانی اسمکتایت از شدت ۸۰۰ در خاک غیر زراعی به ۲۳۰۰ همراه با پهن شدن قابل توجه پیک ۱۸ آنگستروم در خاک زراعی تغییر کرده است، که دلیل آن میتواند ناشی از تغییر شکل کانیهای ایلایت و کلرایت به اسمکتایت باشد. چون چغندرقند یک گیاه پتاس‌دوست می‌باشد احتمال دارد آزاد سازی پتاسیم را از لایه‌های داخلی تشویق کرده باشد، و در نتیجه با آزادسازی پتاسیم از لایه‌های ایلایت، انبساط لایه‌های ایلایت از ۱۰ آنگستروم به ۱۴ آنگستروم ورمیکولیت یا ۱۸ آنگستروم اسمکتایت را افزایش داده باشد. در خاکرخ ۲ خاک‌های زراعی یک کانی مخلوط کلرایت- ورمیکولیت از تیپ نامنظم (interstratified chlorite/vermiculite randomly) در تیمار اشباع با پتاسیم و تیمار ۵۵۰ درجه سانتیگراد بوجود آمده (همراه با کاهش قابل توجه شدت پیک کلرایت) که در خاک غیر زراعی همجوار دیده نمی شود (شکل ۵). وجود این شرایط نشان می دهد که عملیات زراعی تغییراتی را در کانی کلرایت ایجاد کرده است. در واقع به نظر می‌رسد شرایط اقلیمی (بارندگی حدود ۷۰۰ میلی‌متر) و عملیات آبیاری همراه با فعالیت ریشه گیاهان شرایط نسبی برای تغییر شکل لایه‌هایی از کلرایت را مهیا کرده است و بخشی از کلرایت تبدیل به ورمیکولیت شده است. چنین تفسیر و نتیجه گیری توسط سایر محققین در خاک‌های با اقلیم مشابه نیز گزارش شده است (۱۸).

## نتیجه‌گیری کلی

زراعت مستمر و افزایش هوادیدگی بیشتر، در خاک‌های زراعی احتمالا باعث تسریع روند تکاملی آن‌ها نسبت به خاک‌های غیر زراعی شده است و از این طریق باعث افزایش مقدار آهن پدوژنیک در خاک‌های زراعی شده است. توزیع شکل‌های آهن علاوه بر فرایندها و خصوصیات خاک تابع تغییرات کانی‌های رسی خاک مخصوصا میکا (ایلایت) و کلرایت نیز می‌باشد. در واقع وجود این کانی‌ها و تغییرات قابل توجه آن‌ها در خاک‌های این مطالعه نشان می‌دهد که احتمالا یکی از منابع اصلی اکسیدهای آهن این خاک‌ها چنین کانی‌هایی هستند و احتمالا عملیات طولانی مدت زراعی از طریق تسریع هوادیدگی به فرایند آزاد سازی آهن از این کانی‌ها کمک کرده است. عملیات زراعی تغییری در تیپ خاک یا نوع کانی‌ها رسی ایجاد نکرده است ولی تغییرات قابل توجهی را در شکل، شدت و موقعیت پیک کانی ایلایت، اسمکتایت وکلرایت ایجاد کرده است.

## منابع


1. Allen C.E. 2005. Physical and chemical characteristics of soil forming on Boulder Tops, Karkevagge, Sweden, Soil Science Society of American Journal, 69: 148-158.
2. Aniku J.R.F., and Singer M.J. 1990. Pedogenic iron oxide trends in a marine terrace chronosequence, Soil Science Society of American Journal, 54:147-142.
3. Bera R., Seal A., Banerjee M., and Dolui A.K. 2005. Nature and profile distribution of iron and aluminium in relation to pedogenic processes in some soils developed under tropical environment in India, Environmental Geology, 47:241-245.
4. Blume H.P., and Schwertmann U. 1969. Genetic evolution of profile distribution of aluminum, iron and manganese oxides, Soil Science Society of American Proceeding, 33:438-444.
5. Boettinger J.L., and Southard R.J. 1995. Phyllosilicate distribution and origin in Aridisols on a granitic pediment, Western Mojave Desert, Soil Science Society of American Journal, 59:1189-1198.
6. Bouyoucos G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils, Agronomy Journal, 54:464-465.
7. Costantinia E.A.C., Lessovaiab S., and Vodyanitskiic Y. 2006. Using the analysis of iron and iron oxides in paleosols LTEM, geochemistry and iron forms for the assessment of present and past pedogenesis, Quaternary International, 156-157: 200-211.
8. Dalmolin R.S.D., Dick D.P., Klamt E., Couto E.G., and Rosa A.S. 2010. Mineralogical assemblage and iron oxides of soils of the Pantanal biome, Brazil. World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, Australia. Pp: 52-55.
9. Dolui A.K., and Bera R. 2001. Relation between forms of iron and aluminium and pedogenic processes in some Alfisols of Bihar and West Bengal, Crop Research, 25: 69-77.
10. Fiedler S., and Sommer M. 2004. Water and redox conditions in wetland soils-their influence on pedogenic oxides and morphology, Soil Science Society of American Journal, 68: 326-335.
11. Ghabru S.K., Arnaud S.T., and Mermut A.R. 1990. Association of DCB-extractable iron with minerals in coarse soil clay, Soil Science, 149:112-120.
12. Holmgren G.G. 1976. A rapid citrate-dithionate extractable iron procedure, Soil Science Society of American Proceeding, 31:210–211.
13. Igwe C.A., Zarei M., and Stahr K. 2010. Fe and Al oxides distribution in some Ultisols and Inceptisols of southeastern Nigeria in relation to soil total phosphorus, Environment Earth Science, 60:1103-1111.
14. Jahnson M.G., and Mcbride M.B. 1989. Mineralogical and chemical characteristics of Adirondack Spodosols evidence for para and noncrystallin aluminosilicate minerals, Soil Science Society of American Journal, 53:482-490.
15. Khormali F., and Abtahi A. 2003. Origin and distribution of clay minerals in calcareous arid and semiarid soils of Fars provinces, Southern Iran, Clay Minerals, 38:511-527.
16. Khormali F., and Abtahi A. 2003. Soil genesis and mineralogy of three selected regions of Fars, Bushehr and Khuzestan provinces of Iran, formed under highly calcareous conditions, Iran Agricultural Research, 20:67-82.
17. Khormali F., Abtahi A., and Owliaei H.R. 2005. Late Mesozoic Cenozoic clay mineral succession of southern of Iran and its paleo climatic implications, Clay minerals, 40: 191-203.
18. Khormali F., and Ajami M. 2011. Pedogenetic investigation of soil degradation on a deforested loess hillslope of Golestan Province, Northern Iran, Geoderma, 167-168:274–283.
19. Kittrick J.A., and Hope E.W. 1971. A procedure for particle size separation of soil for X-ray diffraction, Soil Science Society of American Journal, 35: 621-626.
20. Loveland P.J., and Digby P. 1984. The extraction of Fe and Al by 0.1 M pyrophosphate solutions: A comparison of some techniques, Soil Science, 35:243-250.
21. Maheney W.C., Hancock R.G.V., and Sanmugadas K. 1991. Extractable Fe-Al and geochemistry of late Pleistocene Paleosol in the Dalijia shan, Western China, Journal of Asian Earth Science, 6:75-82.
22. McKeague J.A., and Day J.H. 1966. Dithionite-and oxalate-extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils, Canadian Journal of Soil Science, 46:13–23.
23. Nelson R.E., and Sommers L.E. 1982. Total carbon. Organic carbon and organic matter. In A. L. Page et al. (ed) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, pp: 539-579.
24. Owliaie H.R., Heck R.H., and Abtahi A. 2005. The magnetic susceptibility of soil in Kohgilouye, Iran, Canadian Journal of Soil Science, 86:97-107.
25. Prasetyo B.H., and Gilkes R.J. 1994. Properties of iron oxides from red soils derived from volcanic tuff in West Java, Australian Journal of Soil Research, 32:781-794.
26. Rezapour S., Jafarzadeh A.A., Samadi A., and Oustan Sh. 2009. Impacts of clay mineralogy and physiographic

units on the distribution of potassium forms in calcareous soils in Iran, Clay Minerals, 44:329–339.
27. Rezapour S., Jafarzadeh A.A., Samadi A., and Oustan Sh. 2010. Distribution of iron oxides forms on a transect of calcareous soils, north-west of Iran, Archive Agronomy and Soil Science, 56:165-182.
28. Rezapour S., and Samadi A. 2012. Assessment of Inceptisols soil quality following long-term cropping in a calcareous environment, Environmental Monitoring and Assessment, 184:1311–1323.
29. Schwertmann U., Taylor R.M. 1989. Iron oxides. In: J.B. Dixon, and Weed S.B. (eds) Minerals in soil environments. American Society of Agronomy, Madison, pp: 379–438.
30. Singh B., and Goulding, K.W.T. 1997. Changes with time in the potassium content and phyllosilicates in the soil of the Broadbalk continuous wheat experiment at Rothamsted, European Journal of Soil Science, 48: 651-659.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 943-955

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۹۵۵-۹۴۳

# Effect of Long- term Agricultural Practices on Soil Iron Oxides Forms and Mineralogy in the Vertisols of the Piranshahr Region

**S. Rezapour[1*] - H. Azhah[2]**

Received: 07-08-2016
Accepted: 09-01-2017

**Introduction:** Human activities such as intensive cultivation and land use changes alter nutrients fluxes (mainly iron) and mineralogy in soil and terrestrial ecosystems. Iron is an essential element for plants and microorganisms and its solubility is controlled by stable hydroxides, oxyhydroxides, and oxides. In general, parent material, climate, and landscape position are the major factors that accelerate the weathering of the minerals and rocks containing Fe in the regional scale. However, long-term cultivation and intensified agriculture may be the dominant attributes of modifications in soil properties like Fe compounds mainly in arid and semiarid regions, where the irrigational and agricultural practice is current over long-term periods. Although substantial data is documented on Vertisols properties, few studies are available to assess the effects of long-term continuous cultivation on the characteristic and distribution of iron oxides and their mineralogy, mainly in calcareous environments.

**Materials and Methods:** This study was conducted in the Piranshahr - Pasvah area (36° 46 to 36° 50 N and 45° 09 to 45° 50 E, 1500 m above sea level), West Azarbaijan Province, northwest of Iran. Six soil profiles belonging to three subgroups of Vertisols order (Chromic Calcixererts, Typic Haploxererts, and Typic Calcixererts) were described and sampled from the cultivated soils and similar soils from the nearby uncultivated region as grassland. Soil samples were air-dried and passed through a 2-mm mesh sieve before the analysis. Soil analysis included particle-size distribution, pH and electrical conductivity (EC), soil organic carbon (SOC), calcium carbonate equivalent (CCE), cation exchange capacity (CEC), the determination of iron oxides forms and mineralogical composition. Free or pedogenic Fe oxides (Fed) including crystalline, poorly crystalline, and organically bound Fe were extracted by dithionite–citrate–bicarbonate (DCB) method. Poorly crystalline and organically bound Fe (Feo) were extracted using 0.2 M ammonium oxalate (AO). Organic complex of Fe (Fep) was extracted by 0.1 M Na-pyrophosphate at pH 10. All Fe oxide forms were determined using atomic absorption spectrometry. The difference between DCB-Fe and AO-Fe was considered as an estimation of crystalline Fe oxides form.

**Results and Discussion:** The results showed that long-term cropping caused a considerable drop in organic carbon and calcium carbonates along with a noticeable rise in the values of clay and cation exchange capacity as a result of accelerated alteration by farming activities and interactions between the used irrigation water and soils receiving it. Long-term cultivation improved the amount of Fed and Fecry (crystalline Fe) from 1 to 64% and 44 to 90%, respectively, than those of uncultivated soils which can be explained in some pathways: (1) accelerated weathering of Fe-bearing minerals (such as biotite, chlorite, feldspars, amphibole, and pyroxene) in the cultivated soils and (2) the higher temperature condition and the more number of wetting–drying cycles in the cultivated soils compared to the uncultivated soils. Despite the fact that long-term cultivation caused a significant decrease in organic matter, a pronounced increase in organic complex of Fe with the range of 19 to 61% was recorded with farming practices. Such pattern can be contributed to the chemistry of organic matter and the presence of more stable fraction (passive fraction) of soil organic matter in the cultivated soils. The XRD patterns of primary Fe-bearing minerals (such as amphibole, pyroxene, and feldspar) had less intense in the cultivated soils compared to those of the adjacent uncultivated soils, indicating that probably cultivation promoted the instability and weatherability of Fe-bearing minerals as well as the loss of Fe from the minerals. In contrast, the X-ray reflections of secondary Fe-oxide minerals such goethite appeared to be higher, sharper and intense by long-term cropping, suggesting that agricultural practices also promoted the crystallization of the soil Fe oxides. Compared to the uncultivated soils, long-term agricultural practices caused some changes in X-ray reflections of chlorite, illite, and smectite.

**Conclusions:** The results showed that the weathering of Fe-bearing minerals and layer silicates, as well as the production of Fe oxide forms were promoted under long-term continuous cropping. Under cultivation, a pronounced increase in Fe-oxide forms, particularly Fed and Fecry, was recorded for the most of the examined

1 and 2- Associate Professor and MSc Graduate, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Urmia University
(*-Corresponding Author Email: s.rezapour@urmia.ac.ir)

soils which can be associated with the combined effects of increased soil temperature and moisture content from irrigation and farming practices. As emphasized, the combined effects of increased compounds from agricultural input (such as chemical and organic fertilizers, the compound of irrigation water, and moldboard tillage) as well as increased precipitation from irrigation interacted to create conditions for: (1) more intense the weathering of Fe-bearing minerals and (2) the more production of iron oxides forms in the cultivated soils.

**Keywords:** Crystalline iron, Cultivated soil, Mineralogy, Pedogenic iron

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۹۶۸-۹۵۶

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 956-968

# استفاده از فن فوتوگرامتری برد کوتاه در تهیه نقشه درصد تخته سنگ، قلوه‌سنگ و سنگریزه مطالعه موردی: دشت تهران-کرج

**بهزاد رایگانی**[1*]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۲/۰۸
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۰۳/۰۲

## چکیده

مقدار قطعات سنگی و سنگریزه‌ها به عنوان پوشش محافظ خاک در کنترل فرسایش بادی نقش بسیار قابل ملاحظه‌ای دارد از اینرو اطلاع از تغییرات این پارامتر در چشم‌انداز به تحلیل رویدادها در سیمای سرزمین کمک می‌نماید. فوتوگرامتری برد کوتاه به عنوان ابزار دقیق اندازه‌گیری براساس تحلیل عکس در سالیان اخیر به سرعت پیشرفت نموده و به طور گسترده استفاده از آن در برآوردهای محیطی رو به افزایش است. در این پژوهش سعی شده است به بخش‌های بنیادی علم فوتوگرامتری برد کوتاه ورود شود و توان آن در برآورد درصد قطعات سنگی و سنگریزه بستر سنجیده شود. بدین منظور یک پلات۱×۱ متر مختص فوتوگرامتری برد کوتاه طراحی و ساخته شد و ابزارها و شیوه عکسبرداری مناسب این مطالعه مشخص گردید. به منظور تهیه نقشه درصد قطعات سنگی و سنگریزه به کمک داده سنجنده OLI یک طرح نمونه‌برداری بر روی دشت تهران-کرج پیاده سازی شد و عکسبرداری صورت پذیرفت. عکس‌ها به کمک نرم‌افزار تحلیل عکس PhotoScan پردازش و عکس عمودی شده پلات و مدل رقومی ارتفاعی زمین از هر پلات بدست آمد. نتایج نشان داد نرم افزار فوتوگرامتری برد کوتاه Photoscan به خوبی قادر است اعوجاج‌های موجود در عکسها را از بین ببرد. توجیه داخلی و خارجی عکس‌ها به خوبی توسط این نرم افزار صورت می‌پذیرد و مدل رقومی سطح با قدرت تفکیک مکانی بالا و عکس‌های عمودی-شده خروجی با کیفیت توسط این نرم افزار فراهم می‌گردد. عکس‌ها به دو روش ۱- طبقه‌بندی به کمک مدل رقومی ارتفاعی یا مدل رقومی سطح زمین به روش درخت تصمیم‌سازی و ۲- طبقه‌بندی شئ‌گرا به کمک تصویر عمودی شده و مدل رقومی ارتفاعی طبقه‌بندی شدند تا مقدار قطعات سنگی و سنگریزه در هر پلات مشخص شود. طبقه بندی به کمک درخت تصمیم‌سازی در نرم‌افزار ERDAS IMAGINE 2015 با استفاده از روش درونیابی چندجمله‌ای درجه اول و یا دوم به کمک مدل رقومی سطح زمین صورت پذیرفت. نتایج نشان داد این روش سرعت بالا و دقت متوسط دارد، ولی امکان خودکارسازی استخراج اطلاعات مربوط به قطعات سنگی و سنگریزه در این روش فراهم است. طبقه‌بندی شئ‌گرا در نرم‌افزار eCognition Developer 9 با استفاده از تصاویر عمودی‌شده و مدل رقومی سطح زمین انجام شد. نتایج نشان داد این روش دقت بالا و سرعت کمتر دارد و امکان خودکارسازی فرآیند استخراج اطلاعات مربوط به سنگ و سنگریزه وجود ندارد. در نهایت بر اساس روش ارزیابی صحت طبقه‌بندی و خروجی ماتریس خطا (شاخص کاپا و دقت کلی) در هر پلات مقدار قطعات سنگی و سنگریزه به روش مناسب‌تر بدست آمد و به عنوان متغیر وابسته در مدلسازی بکار رفت. به منظور تخمین درصد قطعات سنگی و سنگریزه ابتدا داده سنجنده OLI تصحیح هندسی و رادیومتری شد تا مقادیر بازتابندگی از آن استخراج شود و با اعمال شاخص‌های طیفی بارزسازی گردید. خروجی این شاخص‌ها و بازتابندگی باندها وارد مدلسازی خودکار خطی شدند تا مقدار قطعات سنگی و سنگریزه تخمین زده شود. بر این اساس یک مدل خطی با ضریب تعیین بیش از ۰/۹ بدست آمد که توان فن فوتوگرامتری برد کوتاه را در استخراج درصد تخته‌سنگ، قلوه‌سنگ و سنگریزه به خوبی نشان می‌دهد.

**واژه‌های کلیدی:** اکاگنیشن، پلات فوتوگرامتری، تحلیل درخت تصمیم‌سازی، طبقه‌بندی شئ‌گرا، فوتواسکن

## مقدمه

باد تنها می‌تواند ذرات ریز را جابجا نمایند و ذرات درشت‌تر مانند قطعات سنگی و سنگریزه بر جای خواهد ماند که در نتیجه آنها سنگفرش بیابان شکل می‌گیرد (۹). حتی در صورت عدم استفاده یا وجود ابزارهای کنترل فرسایش بادی به دلیل فرسایش ناپذیری، قطعات سنگی و سنگریزه‌ها می‌تواند نقش قابل ملاحظه‌ای در کنترل فرسایش بادی داشته‌باشند (۳، ۱۶ و ۲۶)، به همین دلیل آگاهی از درصد تحت پوشش قطعات سنگی و سنگریزه همواره یکی از دغدغه-های پژوهشگران فرسایش بادی می‌باشد (۳ و ۲۹) همچنین میزان قطعات سنگی و سنگریزه با برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی

۱- استادیار دانشکده محیط زیست، سازمان حفاظت محیط زیست، کرج، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: behzad.rayegani@gmail.com)
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.62037

خاک و مقدار پوشش گیاهی در ارتباط است (۲۷)، بنابراین اطلاع از تغییرات این پارامتر در چشم‌انداز[1] می‌تواند به تحلیل آنچه در سیمای سرزمین مشاهده می‌شود، کمک نماید. به منظور تخمین میزان قطعات سنگی و سنگریزه معمولاً از روش‌های برآورد چشمی (۲۷) یا مشابه با بسیاری از مطالعات خاکشناسی (۳۱) از روش‌های مبتنی بر ترانسکت، پلات و یا روش وزنی استفاده می‌شود. در این موارد خطا بسته به تجربه و شیوه تنظیم نمونه‌برداری‌ها می‌تواند تغییر کند.

فوتوگرامتری بر روش‌های تفسیر و اندازه‌گیری عکس متمرکز است تا بر آن اساس، شکل و موقعیت یک یا چند عارضه را مشخص نماید (۲۳).در صورتیکه فاصله شئ از دوربین کمتر از ۳۰۰ متر باشد، به روش تفسیر یا اندازه‌گیری عکس، فوتوگرامتری برد کوتاه[2]گفته می‌شود (۲۲ و ۲۳). فوتوگرامتری برد کوتاه به دلیل در دسترس بودن تجهیزات (ابزارهایی مانند دوربین و سه‌پایه) در سالهای اخیر به سرعت در حال تبدیل شدن به یک ابزار تحلیل در علوم مختلف است، به گونه‌ای که به نظر می‌رسد فوتوگرامتری برد کوتاه در نقشه‌برداری، مدلسازی و اندازه‌گیری شکل‌ها و سطوح، پتانسیل نامحدودی داشته باشد (۷). در حال حاضر در مطالعات عرصه‌های طبیعی، بیشترین کاربرد فوتوگرامتری برد کوتاه در تهیه مدل‌های رقومی سطح زمین است. در حال حاضر پویش لیزری سطح[3] و فوتوگرامتری برد کوتاه تنها روش‌های تهیه مدل‌های رقومی ارتفاعی با قدرت تفکیک مکانی بالا می‌باشند (۶).

با توجه به پتانسیل گسترده فن فوتوگرامتری برد کوتاه در پژوهش‌های محیطی هنوز استفاده از آن در مطالعات کمی منابع طبیعی در ایران و جهان بسیار محدود و ناچیز است. از این‌رو در تحقیق حاضر سعی شده است با ورود به جزئیات این فن، توان آن در یک مطالعه جزء مهم منابع طبیعی بررسی و شیوه استفاده از آن در مطالعات مشابه استانداردسازی شود. دشت تهران-کرج به دلیل وجود دو کلانشهر در آن و نزدیکی به پلایای جنوب غربی استان البرز از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. وجود بافت سبک خاک، اقلیم خشک و نیمه خشک، کاهش مداوم تراز آب زیرزمینی، پوشش گیاهی تنک و جریان بادی متلاطم این ناحیه را به شدت در معرض فرسایش شدید بادی و ایجاد طوفان‌های ماسه و گرد-غبار قرار داده است (۲۸). درصد قطعات سنگی و سنگریزه یکی از پارامترهای تاثیرگذار در میزان فرسایش بادی و جلوگیری از هدر رفت خاک است (۳). بنابراین آگاهی از تغییرات این پارامتر در یک ناحیه می‌تواند استعداد زمین در بادفرسایی را نشان دهد. بنابراین در این پژوهش به ارزیابی توانایی فن فوتوگرامتری برد کوتاه در تهیه نقشه درصد تخته‌سنگ، قلوه-سنگی و سنگریزه در این ناحیه مطالعاتی پرداخته شده است.

## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

ناحیه مطالعاتی این پژوهش در حاشیه پلایای جنوب غربی استان البرز در دشت تهران-کرج انتخاب گردیده است. این ناحیه بین″۳۶ ′۱۴ °۵۰ تا ″۵۰ ′۲۴ °۵۱ طول شرقی و′۲۶ °۳۵ تا ″۵۰ ′۰۴ °۳۶ عرض شمالی قرار دارد (شکل ۱).

### ابزارها

### پلات مخصوص فوتوگرامتری برد کوتاه

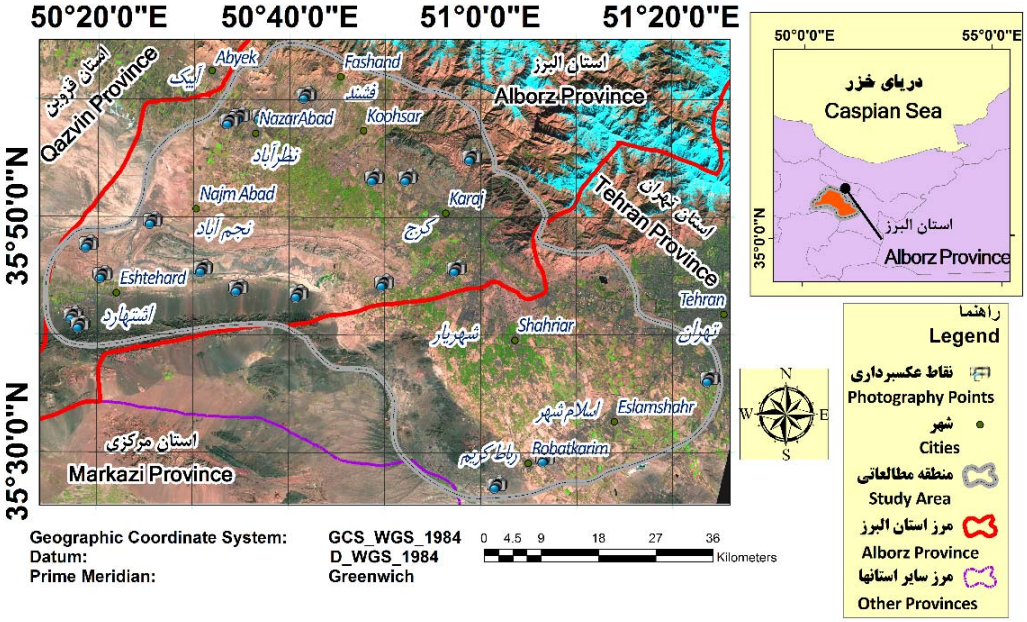
در فرآیند عکاسی به دلیل ساختار اپتیکی موجود در دوربین عوارض با دور شدن از نقطه اصلی[4]دچار اعوجاع می‌شوند. همچنین عکس فاقد اطلاعات مختصاتی است، بنابراین جهت تهیه نقشه از عکس نیاز است دوربین توجیه داخلی شود و هرم عکسبرداری تشکیل گردد (۱۹، ۲۰ و ۲۱). بدین منظور بر روی عکس‌های هوایی علائمی به نام فیدوشال مارک قرار گرفته که جایگاه آنها بر روی فیلم نیز مشخص است. همچنین برای مختصات‌دار نمودن عکس از فرآیند توجیه خارجی به کمک نقاط کنترل زمینی استفاده می‌شود. بنابراین جهت تهیه نقشه از عکس‌های برد کوتاه، اولین گام طراحی قاب عکس‌برداری به گونه‌ای است که امکان توجیه داخلی و خارجی فراهم گردد. بدین منظور در این پژوهش پلاتی طراحی و ساخته شد که امکان تشکیل یک سطح تراز و تعریف مختصات نقاط در آن فراهم بود. این پلات در اندازه ۱×۱ متر طراحی شد و جهت تشکیل سطح تراز از چهار تراز استوانه‌ای در گوشه‌های آن استفاده شد. همچنین جهت تنظیم ارتفاع و تراز کردن پلات، پیچ‌هایی در زیر آن طراحی گردید. به منظور مختصات‌دهی محلی بر روی لبه بالایی پلات نشان‌های[5] مخصوص فوتوگرامتری برد کوتاه در فواصل مشخص قرار گرفت (شکل ۲).

### پایه دوربین مخصوص فوتوگرامتری برد کوتاه(C-Stand)

در فوتوگرامتری برد کوتاه توصیه شده است جهت کاهش فضاهای بدون پوشش عکس[6]، عکس‌ها نزدیک به وضعیت عمود نسبت به سطح گرفته شوند (۲، ۲۲ و ۲۳). بنابراین در این پژوهش از نوع خاصی پایه دوربین به نام C-Stand استفاده شد که اجازه گرفتن عکس به صورت تقریباً عمودی تا ارتفاع سه متر از سطح را می‌داد

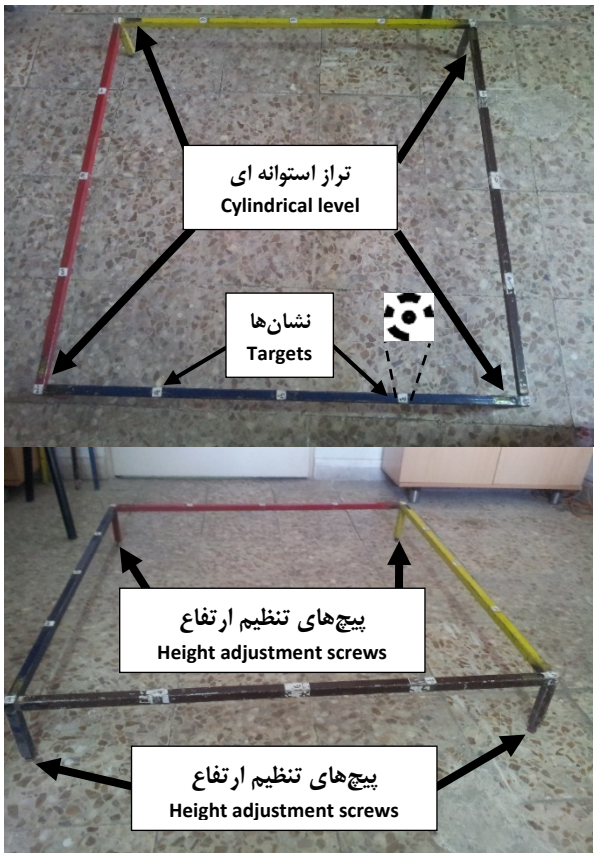
1- Landscape
2- Close-Range Photogrammetry
3- Terrestrial Laser Scanning (TLS)
4- Principal Point
5- Targets
6- Gaps

(شکل ۳).




**شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و نقاط عکسبرداری**

**Figure 1- Study area and Photography Locations**




**شکل ۲-پلات مخصوص فوتوگرامتری برد کوتاه به همراه بخشهای مختلف آن**

**Figure 2- Special quadrat for close-range photogrammetry and its detail**



**شکل ۳-تصاویر پایه دوربین C-Stand و شیوه عکسبرداری**
**Figure 3- Camera stand and photography process**

### دوربین

به توجه به نیاز عکسبرداری از ارتفاع بالای سطح زمین، دوربین Nikon D5300 (18 mm) برای این پژوهش تهیه شد (با فاصله کانونی ۱۸ میلی‌متری) که قابلیت اتصال Wi-Fi دارد و قدرت تفکیک مکانی بیش از ۲۴ مگاپیکسل است. از اتصال Wi-Fi و اپلیکشن مخصوص دوربین در گوشی‌های هوشمند با سیستم عامل اندروید جهت گرفتن عکسها از ارتفاع استفاده شد.

### نرم افزارها

جهت توجیه داخلی و خارجی دوربین و ایجاد مدل سه بعدی زمین، مدل رقومی سطح زمین[1] و تهیه عکس‌های عمودی‌شده[2] از نرم افزار فوتوگرامتری برد کوتاه Photoscan نسخه ۱.۱.۶استفاده شده است (۲). به منظور درونیابی مدل رقومی سطح زمین، تهیه و اجرای مدل درخت‌تصمیم‌سازی[3] از نرم افزار ERDAS IMAGINE 2015 و به منظور طبقه‌بندی شئ‌گرا[4] از نرم افزار eCognition Developer 9 استفاده شده است. هر سه نرم افزار از بهترین‌های هر موضوع مورد اشاره می‌باشند (۱، ۱۷ و ۱۸). بدین ترتیب تا حد امکان از ورود خطاهای سیستماتیک به تحلیل‌ها جلوگیری شده است. جهت مدلسازی رگرسیونی نیز از IBM SPSS Statistics 22 بهره گرفته شده است.

### داده ها

در صورتی‌که دخالت‌های انسان در عرصه طبیعی وجود نداشته باشد مقدار قطعات سنگی و سنگریزه در طول سال ثابت است، بنابراین داده‌ی ماهواره‌ای جهت تهیه نقشه این پارامتر بهتر است مربوط به زمانی باشد که اثر پارامترهای متغیر مانند پوشش گیاهی در داده، کمینه است. به همین دلیل داده لندست ۸ مربوط به تاریخ ۲۲ آبان ۱۳۹۳ برای نمونه‌برداری تهیه و مورد استفاده قرار گرفت (شکل ۱). داده دیگر مورد استفاده در این پژوهش عکس‌های رقومی دوربین Nikon D5300 است که دقیقاً به همین دلیل در فصل غیر رشد گیاهی و در فصل پاییز همان سال برداشت شده است.

### روش تحقیق

فرآیند کلی روش کار این پژوهش در شکل (۴) نشان داده شده است. در ادامه به تشریح جزییات این نمودار پرداخته خواهد شد.

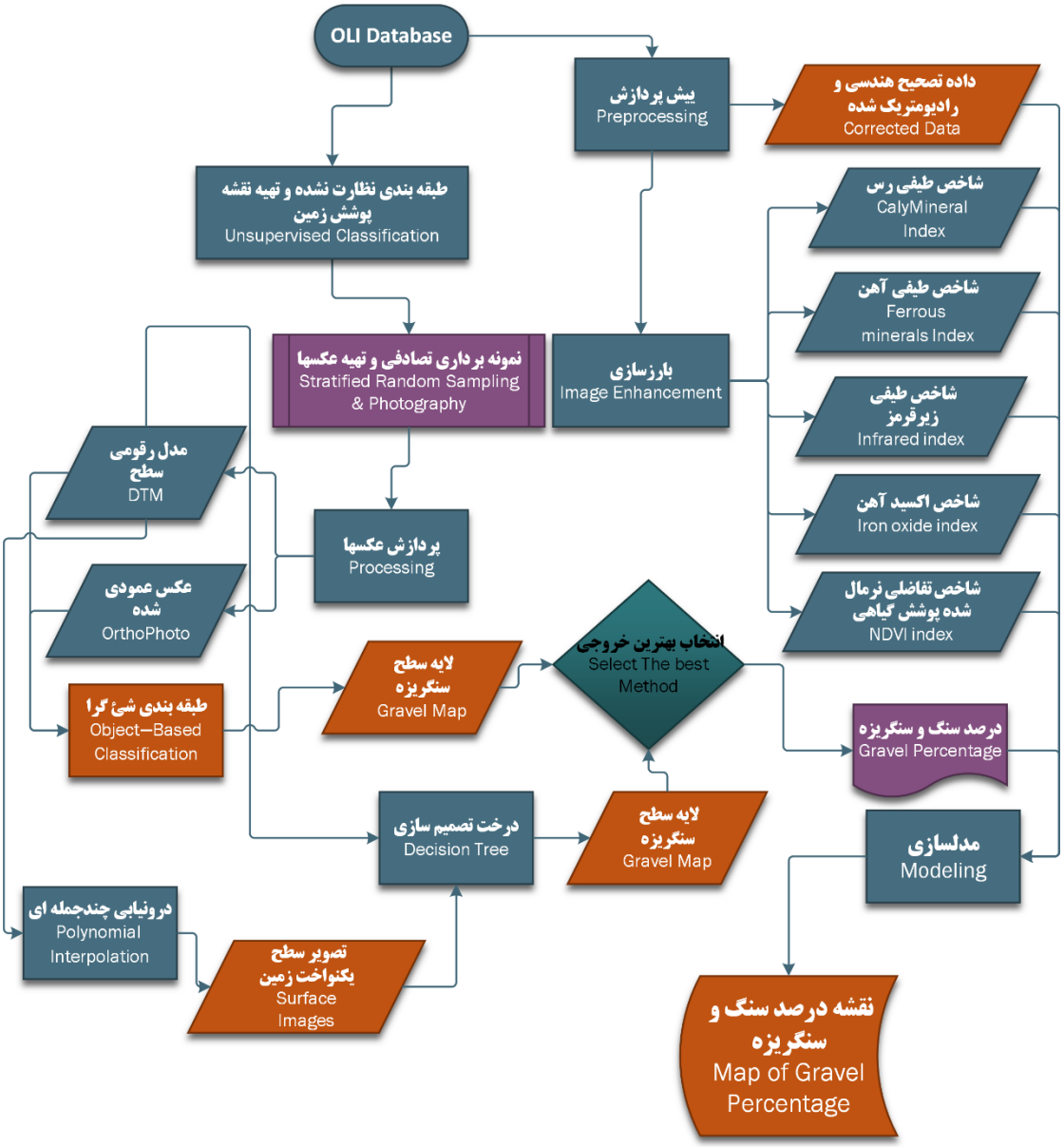
### عکسبرداری

به منظور عکسبرداری از بیشتر تغییرات قطعات سنگی و سنگریزه در ناحیه مطالعاتی، ابتدا داده سنجنده OLI به صورت نظارت نشده طبقه بندی شد و عرصه‌های انسان‌ساخت، زمین‌های کشاورزی، باغ-ها، پیکره‌های آبی و زمین‌های بدون پوشش از آنها جدا شد. در فاز بعدی زمین‌های باقیمانده نیز طبقه‌بندی شدند و نمونه‌برداری تصادفی بر روی آنها پیاده شد. عکسبرداری در ساعت‌هایی انجام شد که تابش نزدیک به قائم بود تا سایه مزاحمت کمتری در پردازش‌ها ایجاد نماید. لازم به ذکر است جهت مدلسازی بهتر از هر نقطه بر اساس جایگاه خورشید در آسمان ۶ تا ۹ عکس گرفته شده است. هر سه عکس از یک طرف ضلع پلات با همپوشانی بیش از ۶۰ درصد تهیه گردیده است (شکل ۵).

### پردازش عکسها و استخراج مدل سه بعدی، عکس عمودی شده و مدل رقومی سطح زمین

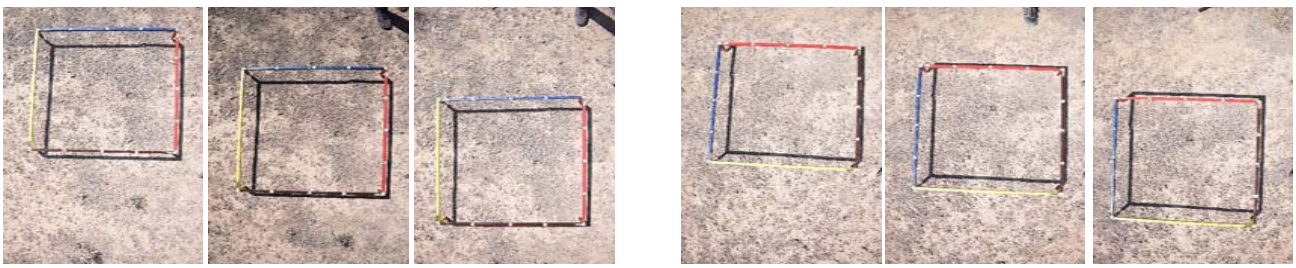
پس از عکسبرداری از هر نقطه نمونه‌برداری، عکس‌ها در نرم افزار PhotoScan پردازش شد و دو خروجی از آنها بدست آمد:۱- عکس عمودی شده؛ ۲- مدل رقومی سطح زمین. این دو خروجی در مراحل بعدی مورد استفاده قرار گرفتند.

1- Digital Terrain Model (DTM)
2- OrthoPhoto
3- Decision Tree
4- Object-Based Calssification



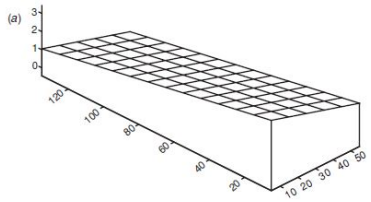

**شکل ٤-فرآیند کلی روش تحقیق**

**Figure 4- Overview of methodology**

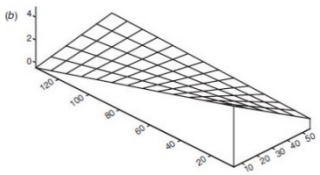


**شکل ٥-مثالی از شیوه عکسبرداری**

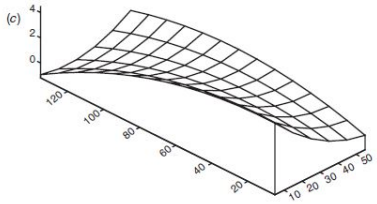
**Figure 5- An example of photography method**



1st Degree Trend Surface



2nd Degree Trend Surface



3rd Degree Trend Surface

**شکل ٦-روش درونیابی غیردقیق چندجمله‌ای با درجات مختلف (١٤)**
**Figure 6- Inexact polynomial interpolation with different degree (14)**

**استخراج درصد قطعات سنگی و سنگریزه در هر پلات**

دو روش برای استخراج درصد قطعات سنگی و سنگریزه از عکس‌های پردازش شده بکار رفت. در روش اول سطح زمین به صورت کلی بوسیله مدل رقومی سطح زمین و روش درونیابی روند[1] شبیه‌سازی شد (۱۲). در این روش درونیابی فرض بر آن است که روند تغییرات ارتفاعی سطح از یک الگوی چندجمله‌ای با درجات مختلف تبعیت می‌کند (شکل ۶)، بنابراین یک سطح میانه برای کل زمین ترسیم می‌شود. به دلیل عدم عبور سطح مذکور از روی کل نقاط (درونیابی غیر دقیق[2]) (۸ و ۱۲)، امکان علامت زدن بیرون‌زدگی‌هایی مانند سنگریزه از سطح اصلی وجود دارد. بنابراین در روش اول میزان قطعات سنگی و سنگریزه، تنها به کمک مدل رقومی سطح زمین و اعمال یک مدل چندجمله‌ای درونیابی بر روی آن و در نهایت بررسی تغییرات این سطح نسبت به سطح اصلی زمین بدست آمد. لازم به ذکر است به دلیل شبیه‌سازی کل نقاط در روش روند، از یک آستانه عددی برای نمایش سنگریزه استفاده شده است. در واقع در هنگام بررسی دو تصویر یک آستانه برای اختلاف واقعی نشان دهنده سنگریزه در نظر گرفته شده است تا از انتخاب سطح واقعی زمین در فرآیند تهیه نقشه جلوگیری شود. این روش در نرم افزار ERDAS IMAGINE اجرا گردید.

در مواردی که قدرت تفکیک مکانی بسیار بالااست، تغییرات جزئی نیز در تصویر قابل مشاهده است، در این موارد روش سنتی طبقه‌بندی بر اساس پیکسل، قابلیت تهیه نقشه دقیق پوشش‌های زمین را ندارد، بنابراین معمولاً زمین به شئ‌ها یا المانهایی[3] تفکیک می‌شود و سپس طبقه‌بندی صورت می‌پذیرد (۱۸).

**جدول ۱- شاخص‌های طیفی مورد استفاده**
**Table 1- Applied Spectral Indices**

| شاخص طیفی (Spectral Indices) | معادله ( Equation ) |
|---|---|
| Ndvi | OLI5-OLI4/OLI5+OLI4 |
| Clay mineral | OLI6/OLI7 |
| Ferrous minerals | OLI6/OLI5 |
| Infrared index | OLI5-OLI6/OLI5+OLI6 |
| Iron oxide | OLI4/OLI2 |

بنابراین در روش دوم از فن طبقه‌بندی شئ‌گرا به کمک دو خروجی تحلیل فوتوگرامتری یعنی داده عمودی شده و مدل رقومی سطح زمین همزمان استفاده شده است. این روش در نرم افزار eCognition Developer 9 انجام شد. بدین منظور پس از تفکیک سطح به شئ‌ها، برای هر طبقه (شامل خاک و انواع سنگریزه‌ها) نمونه‌هایی[4] انتخاب شد و بر اساس خروجی تابع بهینه‌سازی فضای عارضه‌ها[5] بهترین پارامترهای جداکننده عوارض انتخاب و در تابع

1- Trend (Polynomial interpolation)
2- Inexact Interpolation

3- Segmentation
4- Samples
5- Feature Space Optimization

طبقه‌بندی نزدیک‌ترین همسایه[1] بکار گرفته شد. لازم به ذکر است به منظور جداسازی درست سنگریزه‌ها وزن لایه مدل رقومی سطح زمین بیشتر در نظر گرفته شده است.

در نهایت بر اساس روش ارزیابی صحت طبقه‌بندی و خروجی ماتریس خطا (شاخص کاپا و دقت کلی) مناسب‌ترین روش جداسازی درصد سنگ و سنگریزه در مورد هر پلات نمونه‌برداری در نظر گرفته شد (۱۰، ۲۵ و ۳۰).

### مدلسازی درصد قطعات سنگی و سنگریزه و تهیه نقشه تغییرات آن در ناحیه مطالعاتی

به منظور مدلسازی و تهیه نقشه درصد قطعات سنگی و سنگریزه، در گام اول داده سنجنده OLI پیش‌پردازش شد و تصحیح هندسی بر اساس نقاط کنترل زمینی و تصحیح اتمسفری بر اساس مدول ATCOR در نرم افزارERDAS IMAGINE صورت پذیرفت. به منظور حذف اثر عوارض زمین در بازتابش از تصحیح توپوگرافی (۱۸) در مدول ATCOR3 استفاده شد. در گام بعدی با اعمال شاخص‌های طیفی (جدول ۱) مرتبط با خاک و پوشش گیاهی (۴، ۵، ۱۳، ۱۵ و ۲۹) داده تصحیح شده، بارزسازی شد (۱۸) و به همراه اطلاعات درصد سنگریزه در نرم‌افزار IBM SPSS Statistics 22 به کمک روش مدلسازی خودکار خطی[2]که بر اساس ضریب تعیین تعدیل‌یافته بهینه-سازی شده بود، تبدیل به مدل خطی گردید. در نهایت این مدل بر روی داده‌ها پیاده‌سازی شد تا نقشه نهایی قطعات سنگی و سنگریزه بدست آید.

## نتایج

### فوتوگرامتری برد کوتاه

در فرآیند عکسبرداری قائم و نزدیک به عمود، اعوجاع عکسها، اندازه‌گیری‌ها در سطح پلات را با خطا مواجه می‌سازد. میزان این خطا در بخشهای مختلف پلات بسته به فاصله از نقطه اصلی عکس متغیر است. همچنین در صورت مرتفع بودن عوارض، نوعی جابجایی عمودی مقیاس[3] در عکسها دیده می‌شود که در اثر آن نوک عارضه بر پایه آن منطبق نخواهد بود (۱۸). در فرآیند پردازش عکسها در نرم‌افزار PhotoScan این اعوجاج‌ها مطابق شکل (۷) کاملاً برطرف گردید و تصاویر عمودی‌بین شده خروجی با کیفیت بدست آمد.

همچنین نرم‌افزار مورد استفاده در شبیه‌سازی مدل سه بعدی سطح و تولید مدل رقومی سطح زمین نیز کاملاً موفق نشان داد (شکل۸).

### طبقه‌بندی و تهیه لایه سنگریزه

در روش اول با توجه به موجود بودن مدل رقومی سطح زمین و روش آسان درونیابی چندجمله‌ای، مقدار قطعات سنگی و سنگریزه با تعیین یک آستانه برای تفاوت ارتفاعی دو سطح بدست آمد (شکل ۹). در این روش، دقت مناسب نشان داد و سرعت تحلیل بالا بود، ولی در مواردی که سنگریزه‌ها اختلاف ناچیز ارتفاعی با خاک بستر داشتند، دقت کاهش می‌یافت.

در روش دوم با تلفیق عکس عمودی شده و مدل رقومی سطح زمین، فرآیند بخش‌بندی با تنظیم پارامترهای مقیاس، شکل و فشردگی در نرم‌افزار eCognition و با دادن وزن بیشتر به مدل رقومی سطح زمین به دقت انجام شد تا بخش‌بندی‌ها متناسب با شکل سنگریزه‌ها شود (شکل ۱۰ بخش ب). در فاز بعدی بر اساس روش طبقه‌بندی نزدیکترین همسایه و خروجی تابع بهینه‌سازی فضای عارضه‌ها، عملیات طبقه‌بندی صورت پذیرفت تا لایه سنگریزه از تصویر اصلی استخراج شود (شکل ۱۰). این روش بر خلاف روش اول زمان زیادی بر اساس سعی و خطا نیاز دارد ولی مقدار زمان قطعاً از طمان لازم جهت رقومی‌سازی دستی سنگریزه‌ها در تصویر بسیار کمتر است، اما دقت روش بسیار بهتر از روش اول می‌باشد. بر اساس تحلیل‌های ارزیابی صحت (۱۰، ۲۵ و ۳۰) با صد نقطه در هر نمونه پلات، کاپا در روش اول کمتر از ۰/۷ و در روش دوم بیش از ۰/۸ بدست آمد. در روش دوم امکان افزایش دقت در یک فرآیند سعی و خطا وجود دارد، ولی در روش اول دقت وابسته به نوع و چیدمان بستر و سنگریزه آن است.

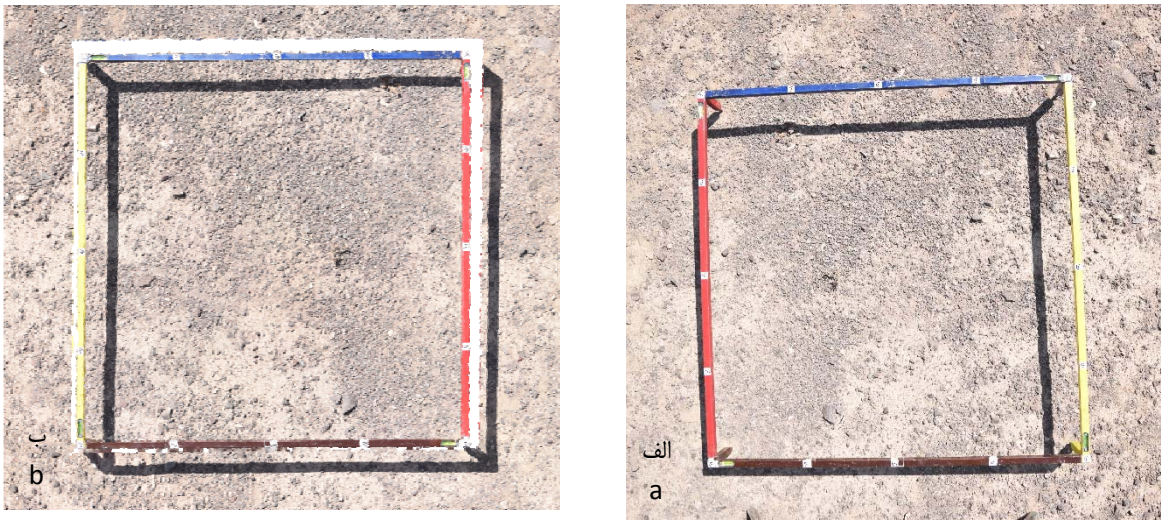
### مدلسازی و تهیه نقشه لایه سنگریزه

مقادیر درصد قطعات سنگی و سنگریزه و بازتابندگی خروجی باندها از ماژول ATCOR3 به همراه شاخصهای طیفی در نرم‌افزار IBM SPSS Statistics 22 به روش مدلسازی خودکار خطی بر اساس ضریب تعیین تعدیل‌یافته به صورت مدل رگرسیونی تحلیل شد. جدول (۲) خلاصه مدل رگرسیون چندگانه به همراه متغیرهای وابسته و مستقل را نشان می‌دهد. مطابق با این جدول ضریب همبستگی بیشتر از ۰/۹۵ و ضریب تعیین تعدیل‌شده بیش از ۰/۸۴ بدست آمده است که حکایت از دقت روش مورد استفاده دارد.

شکل (۱۱) نقشه نهایی درصد قطعات سنگی و سنگریزه در محدوده منطقه مطالعاتی را نشان می‌دهد. همانگونه که در شکل مشخص است و در مقایسه خروجی با شکل (۱) مشخص می‌شود، بیشترین مقدار سنگریزه مربوط به مناطق کوهستانی شمال منطقه می‌شود که مقدار این پارامتر به بیشینه خود می‌رسد. در تمام مناطق نمونه‌برداری و موقعیت‌های محلی نزدیک به آنها مقدار قطعات سنگی

1- Nearest Neighbor
2- Automatic LinearModeling
3- one-dimensional relief displacement

و سنگریزه بسیار نزدیک به مقدار واقعی پیش‌بینی شده است که بر اساس داده‌های جدول (۲) انتظار آن وجود داشت. تنها ضعف مدل مربوط به مناطق بایر، کشت آیش، منطقه دارای ماسه و بدون پوشش‌گیاهی و بدون سنگریزه است که در این مناطق به دلیل عدم انتخاب نمونه تعلیمی مدل توان پیش‌بینی درست را نداشته است و ضرورت دارد در این قبیل مطالعات، این مناطق بر اساس یک طرح طبقه‌بندی یا اعمال یک شاخص پوشش گیاهی و بکارگیری آستانه از ناحیه مطالعاتی حذف شوند.




**شکل ۷- مقایسه تصویر اولیه دارای جابجایی عمودی(شکل الف، عدم قرارگیری راس بر پایه پلات) و تصویر عمودی‌شده (ب)**
**Figure 7- Comparison between the (a) first image with dissertation and (b) Ortho photo**



**شکل ۸-مدل سه بعدی سطح زمین حاصل تحلیل فوتوگرامتری در نرم افزار PhotoScan**
**Figure 8- Three-dimensional terrain model by photogrammetric analysis in PhotoScan**




**شکل ۹-مراحل تعیین سنگریزه به روش درونیابی چندجمله‌ای**
**Figure 9- Gravel determining process by polynomial interpolation method**



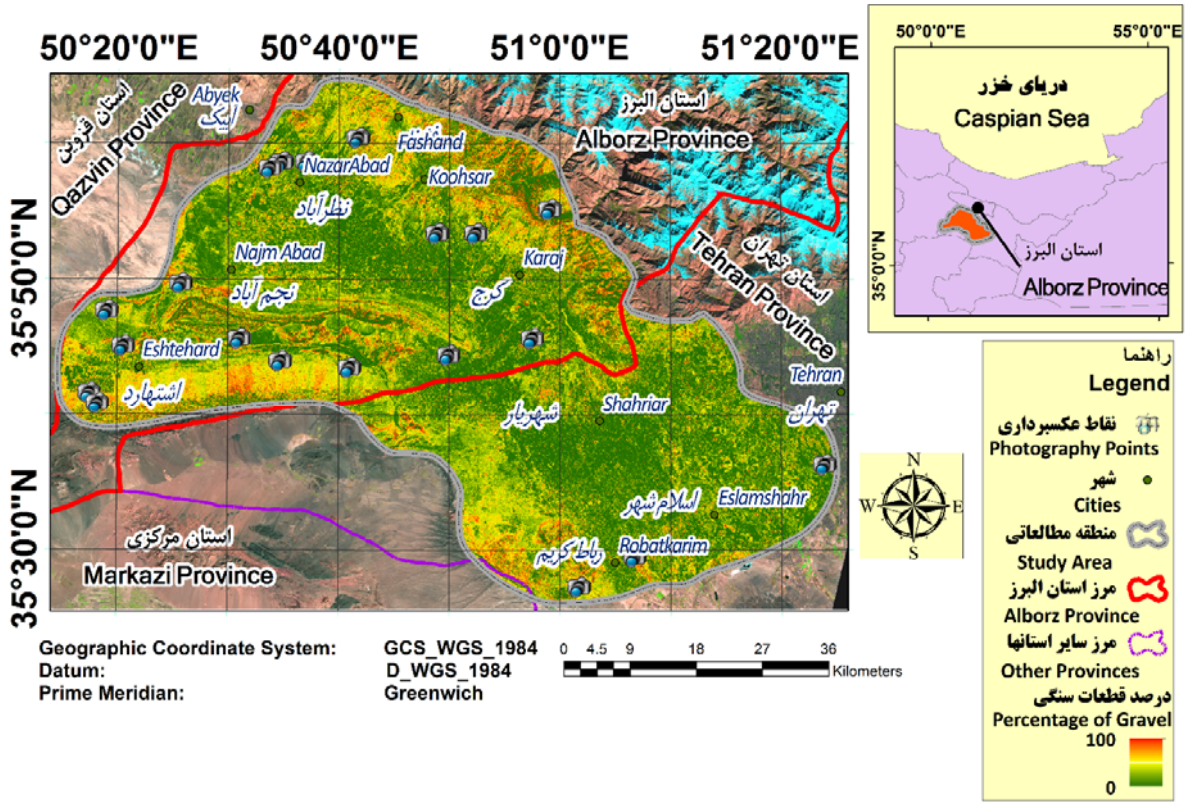

**شکل ۱۰-مراحل طبقه‌بندی شئ‌گرا در نرم افزار eCognition (تصویر ب بخش‌بندی و تصویر ج طبقه‌بندی نهایی)**

**Figure 10- Object based classification process in eCognition software, (a) orthogonal image, (b) segmentation, and (c) Final classification**

**جدول ۲- خلاصه مدل رگرسیون چندگانه تخمین‌زننده درصد قطعات سنگی و سنگریزه**

**Table 2- Summary of predictive multiple regression of gravel, cobbles and boulders**

| متغیر وابسته (Dependent Variable) | متغیرهای مستقل (Predictors) | خطای استاندارد تخمینها (Std. Error of the Estimate) | ضریب تعیین تعدیل شده (Adjusted R Square) | ضریب تعیین (R Square) | ضریب همبستگی (R) | نوع مدل (Model) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| درصد تخته سنگ، قلوه سنگ و سنگریزه (Gravel, cobbles and boulders) | عدد ثابت، بازتابندگی باند ۲، شاخص اکسید آهن، شاخص زیر قرمز، بازتابنگی باند ۱،۳ ،۷ (Reflectance of Band 1,2,3 and 7, Infrared Index, Iron Oxide Index, Constant) | 12.275 | 0.848 | 0.904 | 0.951 | رگرسیون خطی (Linear Regression) |




**شکل ۱۱-نقشه نهایی درصد قطعات سنگی و سنگریزه**

**Figure 11- Final gravel, cobbles and boulders percentage map**

## بحث و نتیجه‌گیری

هدف اصلی این مقاله بررسی توانایی فن فوتوگرامتری برد کوتاه در تخمین میزان پوشش قطعات سنگی و سنگریزه در یک چشم‌انداز و ارزیابی میزان اثربخشی آن در چنین اندازه‌گیری‌هایی می‌باشد. بر این اساس در این مقاله سعی شد شیوه استفاده مناسب از این ابزار استاندارد گردد. پلات مخصوص طراحی شده در این پژوهش، شیوه عکسبرداری و تحلیل‌ها به خوبی نیازهای این پژوهش را تامین نمودند. با این وجود توصیه می‌شود در مطالعات مشابه تا حد امکان قدرت تفکیک دوربین بیشتر باشد تا امکان پایش بهتر سنگریزه‌های با قطر کمتر فراهم شود. تفاوت عمده این تحقیق با تحقیقات مشابه اندازه‌گیری یا تخمین قطعات سنگی و سنگریزه (۱۱ و ۲۹)، ورود بعد سوم مکانی در تحلیل بستر است، به گونه‌ای که با تکمیل این پژوهش امکان تخمین حجم بیرون‌زدگی سنگی از بستر و تحلیل چیدمان سنگ‌ها و ارزیابی اثرگذاری آن در مولفه‌های مختلف محیط همانند حساسیت به فرسایش بادی وجود دارد. به دلیل مکانمند بودن سنگ‌ریزه‌های سه بعدی تخمین زده شده در این روش، امکان بررسی سنجه‌های سیمای سرزمین و رابطه‌یابی متقابل آنها با حساسیت چشم‌انداز میسر است. بنابراین این بررسی می‌تواند یک مسیر پژوهشی-کاربردی جدید در این قبیل مطالعات بگشاید که از دستاورهای مهم و اصلی آن بشمار می‌رود. نتایج مدلسازی این پژوهش نیز نشان می‌دهد تخمین‌های نهایی بسیار به واقعیت نزدیک است و در کل در این پژوهش فوتوگرامتری برد کوتاه توان تحلیلی بسیار بالا و دقیقی نشان داد، به گونه‌ای که این برآوردهای دقیق به مدلسازی مطلوب‌تر منجر گردید که کمتر در مطالعات مشابه دیده شده است (۱۱ و ۲۹). در بررسی‌های اولیه مدلسازی این پژوهش مشاهده گردید تصحیح رادیومتری بدون در نظر گرفتن عوارض سطحی یا استفاده از ماژول ATCOR2 بجای ATCOR3 می‌تواند خروجی مناطق دارای پستی و بلندی شدید را قویاً تحت تاثیر قرار دهد. بنابراین در این مطالعات ضرورت دارد اول حتماً تصحیح عوارض سطح زمین یا تصحیح توپوگرافیک (۱۸ و ۲۴) صورت پذیرد و دوم بر اساس شرایط منطقه داده ماهواره‌ای سفارش داده شود که در آن زاویه ارتفاعی خورشید خیلی مایل نباشد. برای مثال زمان مطلوب می‌تواند اواخر تابستان باشد که پوشش گیاهی در حداقل عملکرد خود قرار دارد ولی زاویه ارتفاعی خورشید نزدیکتر به قائم است. اما از محدودیت‌های این قبیل پژوهش، نوع سامانه رایانه‌ای پردازنده عکس‌ها می‌باشد. به دلیل نیاز به پردازش میلیاردها نقطه در هر پروژه، سامانه رایانه‌ای مطلوب پردازش با جزئیات بالا، هزینه زیادی دارد و با رایانه‌های معمول این امکان مستلزم صرف زمان بسیار بیشتری است.

## سپاسگزاری

بدین وسیله از اداره کل حفاظت محیط زیست استان البرز که منابع مالی این پروژه را تامین نمودند، تشکر و قدردانی می‌گردد.

## منابع


1. Achard F., and Hansen M.C. 2016. Global Forest Monitoring from Earth Observation. CRC Press.
2. Uthor, Agisoft PhotoScan User Manual: Professional Edition. Version; 2014.
3. Ahmadi H., 2008. Applied geomorphology: Desert-Wind Erosion. University of Tehran, Tehran.
4. Barati S., Rayegani B., Saati M., Sharifi A., and Nasri M. 2011. Comparison the accuracies of different spectral indices for estimation of vegetation cover fraction in sparse vegetated areas. The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science, 14: 49-56.
5. Ben-Dor E. 2002. Quantitative remote sensing of soil properties. Advances in Agronomy, 75: 173-243.
6. Bertin S., and Friedrich H., 2016. Field application of close-range digital photogrammetry (CRDP) for grain-scale fluvial morphology studies. Earth Surface Processes and Landforms, 41: 1358-1369.
7. Brinker R.C., and Minnick R. 1995. The surveying handbook. 2nd ed. Chapman & Hall, New York.
8. Burrough P.A., McDonnell R.A., McDonnell R., and Lloyd C.D. 2015. Principles of geographical information systems. Oxford University Press.
9. Christiansen E.H., and Hamblin W.K. 2015. Dynamic Earth : an introduction to physical geology. Jones & Bartlett Learning, Burlington, MA.
10. Congalton R.G., and Green K. 2008. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. CRC press.
11. Crouvi O., Ben-Dor E., Beyth M., Avigad D., and Amit R. 2006. Quantitative mapping of arid alluvial fan surfaces using field spectrometer and hyperspectral remote sensing .Remote Sensing of Environment, 104: 103-117.
12. DeMers M.N. 2008. Fundamentals of geographic information systems. John Wiley & Sons.

13. Dogan H.M. 2009. Mineral composite assessment of Kelkit River Basin in Turkey by means of remote sensing. Journal of Earth System Science, 118: 701-710.
14. Fortin M.J., and Dale M.R.T. 2005. Spatial Analysis: A Guide for Ecologists. Cambridge University Press.
15. Frazier B., and Cheng Y. 1989. Remote sensing of soils in the eastern Palouse region with Landsat Thematic Mapper. Remote Sensing of Environment, 28: 317-325.
16. Goudie A., 2013. Arid and semi-arid geomorphology. Cambridge University Press, Cambridge.
17. Ioannides M., Fink E., Moropoulou A., Hagedorn-Saupe M., Fresa A., Liestøl G., et al. 2016. Digital Heritage. Progress in Cultural Heritage: Documentation, Preservation, and Protection: 6th International Conference, EuroMed 2016, Nicosia, Cyprus, October 31 – November 5, 2016, Proceedings. Springer International Publishing.
18. Jensen J.R. Introductory digital image processing 3rd edition. Upper saddle river: Prentice hall2005.
19. Kasser M., and Egels Y. 2002. Digital photogrammetry. Taylor & Francis, London ; New York.
20. Linder W. 2003. Digital photogrammetry : theory and applications. Springer, Berlin ; New York.
21. Linder W. 2009. Digital photogrammetry : a practical course. 3rd ed. Springer, Berlin ; London.
22. Luhmann T., Robson S., Kyle S., and Boehm J. 2014. Close-range photogrammetry and 3D imaging. Walter de Gruyter.
23. Luhmann T., Robson S., Kyle S., and Harley I. 2011. Close Range Photogrammetry: Principles, techniques and applications. Whittles Publishing, Dunbeath, Caithness KW6 6EG, Scotland, UK.
24. Mather P.M., and Koch M., 2011. Computer processing of remotely-sensed images : an introduction. 4th ed. Wiley-Blackwell, Chichester, West Sussex, UK ; Hoboken, NJ.
25. Navulur K., 2006. Multispectral image analysis using the object-oriented paradigm. CRC press.
26. Newman J.P., 2014. Container nursery production and business management manual. First edition. ed. University of California Division of Agriculture and Natural Resources, Oakland, California.
27. Qin Y., Yi S., Chen J., Ren S., and Ding Y. 2015. Effects of gravel on soil and vegetation properties of alpine grassland on the Qinghai-Tibetan plateau. Ecological Engineering, 74: 351-355.
28. Rayegani B. Identification of main dust sources in Alborz Province and checking their trends in the past 15 years Department of Environment: College of Environment, 2016 Summer 2016. Report No.
29. Rayegani B., Barati S., Sohrabi T.A., and Sonboli B. 2016. Remotely sensed data capacities to assess soil degradation. The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science.
30. Wang G., and Weng Q. 2013. Remote sensing of natural resources. CRC Press.
31. Woodruff L.G., Cannon W.F., Eberl D.D., Smith D.B., Kilburn J.E., Horton J.D., et al. 2009. Continental-scale patterns in soil geochemistry and mineralogy: Results from two transects across the United States and Canada. Applied Geochemistry, 24: 1369-1381.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 956-968

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۹۶۸-۹۵۶

# Gravel, cobbles and boulders Percentage mapping using Close-Range Photogrammetry (Case Study: The Tehran-Karaj Plain)

**Behzad Rayegani** [1]*

Received: 26-02-2017
Accepted: 23-05-2017

**Introduction:** Gravel, cobbles and boulders as erodible parameters play significant role to control wind erosion. Therefore, our understandings of gravel, cobbles and boulders percentage variations help to analyze events in the landscape. Close-range photogrammetry as an accurate measurement tool based on photos analysis has been extraordinary improved in recent years and its usage is rapidly growing in environmental analyses. It seems that close range photogrammetry in mapping and measuring the shapes and surfaces have a great potential. Currently close range photogrammetry is mostly used for preparation of Digital Elevation Model (DEM) and Digital Terrain Model (DTM). Now, high resolution DEMS only can be created using 3D Laser Scanner and close range photogrammetry. Despite having a considerable potential, close range photogrammetry has been rarely used in quantitative natural resource studies. In the current assessment, we examined the ability of close range photogrammetry for a quantitative parameter (i.e. percentage of gravel, cobbles and boulder).

**Materials and Methods:** In this study, we tried to used the close range photogrammetry and assess its performance to estimate the percentage of gravel, cobbles and boulders. For this purpose, a specific quadrat was designed for close range photogrammetry and the required photography tools and techniques were determined. In order to prepare the mapping of gravel, cobbles and boulders percentage, a sampling plan using OLI data was designed for the plain of Tehran-Karaj and photography was performed accordingly. Photos were processed using the PhotoScan software and Orthophotos and Digital Terrain Models were then created. The photos were classified by two methods: 1- Decision Tree Analysis using Digital Terrain Models that it was done using the ERDAS IMAGINE 2015 software; 2- Object-based Classification using Orthophotos and Digital Terrain Models that the eCognition Developer 9 software was used. Gravel, cobbles and boulders percentage of each quadrat was estimated based on more accurate method and used as the dependent variable for modeling process. To model gravel, cobbles and boulders percentage, OLI data was firstly preprocessed to extract reflectance of the bands and then spectral indices were used. Geometric correction and radiometric correction using ATCOR3 were carried out in preprocessing phase and spectral indices of soil characterize were used to enhance the image. Finally, the reflectance of the bands and the spectral indices were used to create a multiple regression model using IBM SPSS Statistics 22 software.

**Results and Discussion:** The results showed that the Close Range Photogrammetry software (PhotoScan) is able to fix the distortion in photos well. One-dimensional relief displacement error was removed by PhotoScan. Interior and exterior orientation was done very well using the software and measurements which were calibrated by it. High quality Ortho-Photos and high resolution Digital Terrain Models were created using PhotoScan.

Classification by Decision Tree Analysis using Digital Terrain Models was done by the ERDAS IMAGINE 2015 software. First-order and Second-order polynomial interpolation was applied to Digital Terrain Models and the uniform surfaces were created. Two surfaces (original one created by PhotoScan and Interpolated Surface) were then compared and the gravel, cobbles and boulders parts were separated using some thresholds. The results indicated that this method can create the gravel, cobbles and boulders map rapidly but the accuracy is moderate.

Comparing with Decision Tree Analysis, Object-based Classification by the eCognition Developer 9 software which uses Orthophotos and Digital Terrain Models was more accurate. However, the latter was time-consuming as it is needed to be done manually in many different steps and there were many options to be created for final layer.

Automatic linear modeling in IBM SPSS Statistics 22 software was used to create multiple regression model and Iron Oxide and Inferred indices and reflectance of the bands 1, 2, 3 and 7 of OLI Sensor were selected by the software. The coefficient of determination of the model was more than 0.9 showing the good potential of the

1-Assistant Professor of College of Environment, Department of Environment, Karaj, Iran
(* -Corresponding Author Email: behzad.rayegani@gmail.com)

close-range photogrammetry. This model was used to create maps of percentage and the final map was in full compliance with the field observations.

**Conclusions:** Our results showed that the Close Range Photogrammetry has a vast potential and it can be an important tool in the environmental studies in the future.

**Keywords:** eCognition, Specific Quadrat for Photogrammetry, Decision Tree Analysis, Object-based Classification, PhotoScan

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۹۸۴-۹۶۹

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 969-984

# تهیه داده‌های تلفیقی بارش ماهانه برای حوضه‌های آبریز جنوب غرب کشور با بکارگیری داده‌های شبکه‌ای APHRODITE و مشاهداتی

ایمان بابائیان[1*] – مریم کریمیان[2] – حامد عاشوری[3] – راهله مدیریان[2] – لیلی خزانه داری[4] – شراره ملبوسی[2] – منصوره کوهی[5] – آزاده محمدیان[4] – ابراهیم فتاحی[6]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۱۱
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۱/۱۰

## چکیده

حوضه های آبریز جنوب غرب کشور شامل کرخه، کارون بزرگ، جراحی و زهره سهم چشمگیری در تامین منابع آبی مورد نیاز بخش های کشاورزی، شرب، صنعت و نیروگاههای برقابی منطقه و برخی استان های واقع در شرق زاگرس دارند. وجود داده های پایه ماهانه بارش با تراکم مناسب از نیازهای اساسی برای مدیریت منابع آبی منطقه از قبیل تصمیم گیری در مورد زمان مناسب آبگیری و تخلیه سدها، واسنجی و پس پردازش بروندداد مدل های پیش بینی ماهانه بارش و پیش آگاهی خشکسالی می باشد. بررسی تعدادایستگاههای سنجش بارش تحت پوشش وزارت نیرو و سازمان هواشناسی کشور نشان می دهد که حدود ۳۴ درصد از منطقه فاقد تراکم مناسب از ایستگاههای اندازه گیری بارش می باشد. برای پرکردن خلاء های آماری از داده های بازکاوی افرودیت که توسط سازمان هواشناسی ژاپن و با همکاری اتحادیه هواشناسی آسیا در تامین داده های بارش کشورهای آسیایی تهیه شده است، استفاده گردید. داده های شبکه ای افرودیت در دو تفکیک مکانی ۰/۵×۰/۵ درجه و ۰/۲۵×۰/۲۵ درجه در دسترس هستند. بدین منظور در ابتدا صحت داده های بارش افرودیت با داده های دیدبانی بررسی گردید. پس از حصول اطمینان از کارایی داده های افرودیت و اعمال تصحیحات مربوطه، داده ها مذکور جایگزین داده های دیدبانی مخدوش یا شبکه های فاقد داده شدند. به دلیل عدم به روزرسانی داده های APHRODITE بر روی غرب آسیا، دوره مطالعاتی محدود به دوره ۲۰۰۷-۱۹۸۷ میلادی گردید. بررسی ها نشان داد، داده های تلفیقی دیدبانی-افرودیت بدست آمده به خوبی قادر به نمایش الگوهای بارش حوضه های آبریز جنوب غرب کشور به ویژه در ماههای سرد و پر بارش می باشد.

**واژه‌های کلیدی:** اریبی، بارش شبکه ای، پس پردازش، پیش بینی ماهانه، کارون بزرگ

## مقدمه

حوضه های آبریز غرب کشور شامل کرخه، کارون بزرگ، جراحی و زهره به دلیل نقش حیاتی و اهمیت زیاد آن ها در تامین منابع آبی استانهای غرب، جنوب غرب و حتی برخی استان های مرکزی کشور دارای اهمیت بسیاری می باشند. داشتن اطلاعات پایه از توزیع مکانی-زمانی بارش در این حوضه موجب مدیریت دانش پایه این بخش از منابع ابی کشور می گردد. امروزه، دسترسی به بانک اطلاعات پایه دقیق از بارش و همچنین سایر متغیرهای هواشناسی، از ابزارهای اصلی پس پردازش و واسنجی مدل های دینامیکی پیش بینی بارش و رواناب می باشد. براساس استاندارد سازمان هواشناسی جهانی، حداقل ۳۰ سال داده های هواشناسی برای مطالعات اقلیمی لازم است (۶). براساس ارزیابی برنامه تحقیقات اقلیم جهانی[7] سازمان هواشناسی جهانی، بهبود و تکمیل داده های شبکه ای بارش جهانی از مهمترین چالش های جامعه علمی است (۸). اگرچه بارانسنج ها بارش رسیده به سطح زمین را اندازه گیری می کنند اما به دلیل تراکم

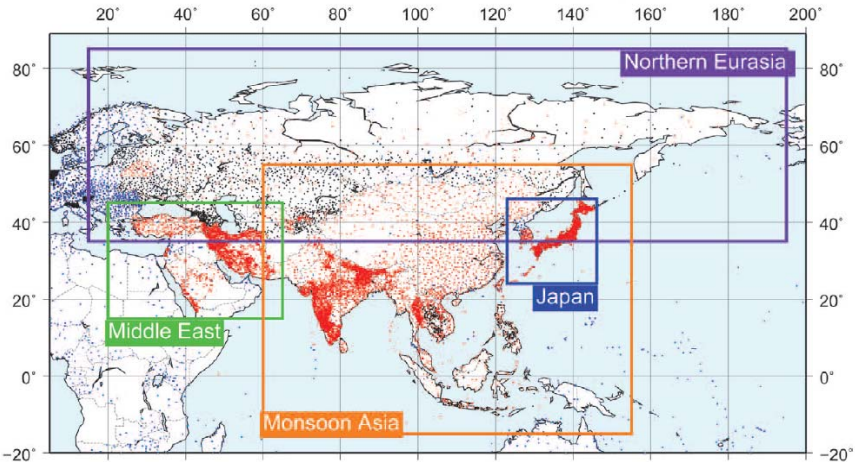
۱- استادیار ، گروه پژوهشی تغییر اقلیم، پژوهشکده اقلیم شناسی، سازمان هواشناسی کشور، مشهد
(*- نویسنده مسئول: EmailL ibabaeian@yahoo.com)
۲- کارشناس ارشد پژوهشی، گروه پژوهشی تغییر اقلیم، پژوهشکده اقلیم شناسی، سازمان هواشناسی کشور، مشهد
۳-استاد هیدرولوژی، مرکز هیدرومتئورولوژی و سنجش از دور، دانشکده عمران و محیط زیست، دانشگاه کالیفرنیا-اروین
۴ -کارشناس ارشد پژوهشی، گروه پژوهشی اقلیم شناسی بلایای جوی اقلیمی، پژوهشکده اقلیم شناسی، سازمان هواشناسی کشور، مشهد
۵- کارشناس ارشد پژوهشی، گروه پژوهشی اقلیم شناسی کاربردی، پژوهشکده اقلیم شناسی، سازمان هواشناسی کشور، مشهد
۶- دانشیار، پژوهشکده هواشناسی، سازمان هواشناسی کشور، تهران

7- World Climate Research Program .

کم، امکان ایجاد مجموعه داده های بارش با تفکیک مکانی بالا با استفاده از داده های آنها وجود ندارد. رادار و ماهواره دو منبع دیگر برای تهیه سری داده های بارش با تفکیک بالا در مقیاس جهانی هستند که در این بین داده های رادار مهمترین منبع برای برآورد بارش می باشند، اما داده های رادار همه جا در دسترس نبوده و اشعه آنها در توپوگرافی های پیچیده توسط عوارض زمینی سد می شوند (۱۶ ، ۱۷ و ۲۳). توسعه سری داده های ماهواره-پایه از پژوهش های نوظهور طی سه دهه گذشته می باشد. از سال ۱۹۹۷، سنجنده TRMM[1] توانایی ثبت بارش در منطقه حاره را افزایش داده است (۱۴). سنجنده GPM[2] که در ۲۷ فوریه ۲۰۱۴ پرتاب شد، ماموریت تلفیق دیدبانی ها از سنسورهای چندگانه میکرویو نصب شده بر روی ماهواره های مدار پایین [3] را برای اندازه گیری توزیع جهانی بارش در بازه های زمانی ۳ ساعته به عهده دارد (۸ و ۹). پروژه اقلیم شناسی بارش جهانی[4] (۲ و ۱۱) و مرکز پیش بینی اقلیمی[5]، آنالیز داده های بارش با طول دوره بلندمدت را با هم تلفیق نموده و داده های تلفیقی بارش مورد نیاز مرکز پیش بینی اقلیمی را ایجاد می کنند (۲۴) . مجموعه داده های بارش CMORPH [6] که در مطالعات اخیر به وفور وفور به آن استناد می شود، از تلفیق داده های بارش برآورد شده از سنجنده های ریز موج غیرفعال ماهواره های مدار پایین و اندازه گیری های حاصل از ماهواره های زمینگرد[7] بدست آمده اند (۱۲). تفکیک مکانی این داده ها حدود۰/۰۷ × ۰/۰۷ درجه یا ۸ × ۸ کیلومترمربع و تفکیک زمانی آنها نیم ساعته می باشد که از سال ۲۰۰۲ تاکنون در دسترس هستند. داده های بارش CMORPH محدوده ۶۰ درجه جنوبی تا ۶۰ درجه شمالی را پوشش می دهند (۴). نمونه دیگری از داده هایی که با الگوریتم مشابه تهیه می شوند، PERSIANN [8] هستند که تفکیک زمانی و مکانی آن به ترتیب نیم ساعته و ۰/۲۵ × ۰/۲۵ درجه بوده و از سال ۲۰۰۰ تاکنون در دسترس می باشند و منطقه تحت پوشش آن ۶۰ درجه جنوبی تا ۶۰ درجه شمالی است. مجموعه داده های TMPA[9] نیز از الگوریتم مشابهی در تهیه داده های بارش استفاده می کند که تفکیک زمانی آن سه ساعته و تفکیک مکانی آن ۰/۲۵ × ۰/۲۵ درجه است و از سال ۱۹۹۸ تاکنون دردسترس می باشند و محدوده پوشش آن نیز ۵۰ درجه جنوبی تا ۵۰ درجه شمالی است. فرایند تهیه داده های بارش PERSIANN به اینگونه می باشد که در ابتدا برای برآورد شدت بارش از دمای روشنایی مادون قرمز ماهواره های زمینگرد استفاده می شود، سپس مقادیر بدست آمده با استفاده از اندازه گیری های سنجنده ریزموج غیر فعال از ماهواره مدار پایین تصحیح و ارتقاء می یابند. تفکیک مکانی و زمانی این داده ها به ترتیب ۰/۲۵ × ۰/۲۵ و نیم ساعته می باشد و از سسال ۲۰۰۰ در دسترس هستند. براساس توضیحات پیش گفته شده، ملاحظه می شود که تهیه داده های ماهواره-پایه بارش با تفکیک مکانی بالا نیازمند دیدبانی از طریق سنجنده ریزموج غیر فعال است، از آنجا که تعداد سنجنده های یادشده قبل از سال ۱۹۹۷ حدود یک یا دو مورد بیشتر نبودند، لذا تهیه چنین داده هایی با تفکیک مکانی حدود ۰/۲۵ × ۰/۲۵ و تفکیک زمانی یک روزه برای دوره قبل از سال ۱۹۹۷ عملا غیرممکن است. در بین داده های بارش برآوردی ماهواره-پایه با تفکیک بالا، الگوریتم PERSIANN به دلیل استفاده از اطلاعات مادون قرمز که سابقه داده های آن به قبل از سال ۱۹۹۷ برمی گردد، بهترین سیستم برای برآورد بارش های تاریخی در طول سه دهه گذشته می باشد. برای تولید داده های مذکور، ابتدا مدل PERSIANN با بکارگیری داده های بارش ساعتی NCEP به روش شبکه عصبی آموزش داده می شود، سپس با حفظ پارامترهای مرحله آموزش، مدل برای کل دوره ای که داده های مادون قرمز در دسترس هستند، اجرا می شود. آرشیو داده های مادون قرمز جهانی از طریق پروژه بین المللی اقلیم شناسی ماهواره های ابر[10] در دسترس است. با حفظ الگوهای مکانی-زمانی بارش PERSIANN، اریبی آنها توسط داده های بارش ماهانه پروژه اقلیم شناسی بارش جهانی[11] حذف می شود. داده های حاصل PERSIANN-CDR نامیده می شوند (۴). در سال ۲۰۰۶ پروژه افرودیت با هدف ایجاد سری داده‌های بارش روزانه در سلول های ی با قدرت تفکیک بالا برای سراسر آسیا اجرا شد (۲۶). افرودیت[12] یک برنامه همکاری بین المللی برای جمع آوری و تجزیه و تحلیل داده‌های دیدبانی بارانسنجی از هزاران ایستگاه قاره آسیا، علاوه بر داده های بارش موجود در سیستم جهانی تبادل داده های هواشناسی سازمان هواشناسی جهانی[13] ، می‌باشد که منجر به ایجاد سری داده‌های بارش روزانه برای ۵۷ سال می‌شود. برای اجرای این پروژه ها، اکثر کشورهای آسیایی داده‌های خود را به اشتراک گذاشتند. از این رو، در بسیاری از موارد، دسترسی به داده‌ها توسط پروژه افرودیت امکان پذیر است. داده‌های به کار رفته پروژه افرودیت شامل: الف- داده‌های مبتنی موجود در سیستم تبادل جهانی[14] ، ب- داده‌های از پیش تهیه شده توسط سایر پروژه ها یا سازمان ها و ج-

1- Tropical Rainfall Measuring Mission
2- Global Precipitation Measurement
3- Low Earth Orbit Satellite
4- Global Precipitation Climatology Project
5- Climate Prediction Center
6- CPC Morphing Technique
7- Geosynchronous Satellite
8- Precipitation Estimation from Remote Sensing Information using Artificial Neural Network
9- TRMM Multi-satellite Precipitation Analysis
10- International Satellite Cloud Climatology Project
11- Global Precipitation Climatology Project
12- Asian Precipitation- Highly-Resolved Observational Data Integration Towards Evaluation (APHRODITE)
13- World Meteorology Organization
14 . Global Telecommunication System

سری داده‌های حاصل از افرودیت می باشد. در شکل ۱ توزیع داده‌های جمع آوری شده در این پروژه نشان داده شده است. بطور کلی پروژه افرودیت داده‌های قابل دسترسی را برای برآورد بارش در سراسر آسیا تهیه می‌کند.




**شکل ۱- توزیع بارانسنج های به کار رفته در افرودیت برای مناطق مونسون آسیا، خاور میانه و شمال اوراسیا، و در نسخه V1005 برای ژاپن. ایستگاه های شبکه سیستم تبادل جهانی (نقاط آبی)، داده‌های از پیش تهیه شده (نقاط سیاه) و داده‌های جمع آوری شده از ایستگاه های منفرد در افرودیت (نقاط قرمز).**

**Figure 1- The dominate and rain gauge distributions used in APHRODITE VII01 for monsoon Asia(MA), the Middle East(ME), and northern Eurasia [i.e., Russia (RU)], and in VI005 for Japan(JP). Stations derived from the GTS network (blue dots), those from the precompiled dataset (black dots), and those in APHRODITE's individual data collection (red dots).**

در تحقیقی راسا و همکاران (۲۰) داده‌های افرودیت را توسط موسسه تحقیقات علوم انسانی و طبیعت[1] و موسسه تحقیقات هواشناسی ژاپن[2]، برای مناطق مرطوب و نیمه مرطوب پاکستان با قدرت تفکیک ۰/۵ × ۰/۵ درجه به صورت دهه ای توسعه دادند. نتایج نشان داد که داده‌های افرودیت برای اکثر ایستگاه ها در ماه های همراه با بارش سنگین، داده‌های دیدبانی شده را کم برآورد می کند. در مطالعه دیگری تاکاشیما و همکاران (۲۱) توازن هیدرولوژیکی را بر روی اوراسیای شمالی با استفاده از داده‌های بارش روزانه شبکه بارانسنجی با قدرت تفکیک بالا بررسی کردند. یاسوتامی و همکاران (۲۲) سری داده‌های روزانه دمای شبکه بندی شده بلندمدت را تولید و آن را برای تفکیک بارندگی- برف در بارش های روزانه مورد مطالعه قرار دادند. آنها سری داده‌های روزانه میانگین دمای مونسون شبکه بندی شده را در آسیا (۱۵°S–۵۵°N, ۶۰°E–۱۵۵°E) برای دوره ۲۰۰۷-۱۹۷۳، با شبکه ۰/۵×۰/۵ درجه ایجاد کردند. کامی گاچی و همکاران (۱۲) پروژه افرودیت را برای دستیابی به داده‌های بارش روزانه ژاپن با قدرت تفکیک بالا برای بیش از ۱۰۰ سال توسعه دادند. در این مطالعه داده‌های تاریخی (۲۰۰۰-۱۹۰۰) بارش روزانه با قدرت تفکیک بالا (۰/۰۵×۰/۰۵ درجه) تحت عنوان پروژه APHRO_JP بر روی ژاپن به عنوان بخشی از پروژه افرودیت ایجاد شد. آدام و لتنمیر (۱) سری داده‌های جهانی را برای اصلاح این برآورد کم، تولید کردند. نتایج آنها، افزایش بارش سالانه جهانی را حدود ۱۱/۷ درصد نشان داد. اوتسامی و همکاران (۲۱) تجزیه و تحلیل هایی مبتنی بر بارش روزانه حاصل از بارانسنج ها را در سراسر ژاپن انجام دادند. آنها نشان دادند که بارش سالانه بر روی ژاپن تقریبا ۱۰ درصد بیشتر از تصور رایج است. نصرآبادی و همکارانش (۱۹)، در تحقیقی داده های سری زمانی بارش شبکه بندی شده افرودیت و پایگاه داده اسفرازی[3] را بر روی ایران مقایسه کردند. نتایج تحقیق آنها نشان داد که مقدار سری زمانی بارش تخمین زده شده ماهانه، فصلی و سالانه در افرودیت از داده های اسفرازی کوچکتر است.

با توجه به نقش مهم حوضه های آبریز جنوب غرب کشور در تامین آب بخش های کشاورزی، شرب و صنعت استان های واقع در حوضه یادشده، هدف از این تحقیق ایجاد داده های شبکه ای بارش برای حوضه های آبریز کرخه، کارون بزرگ، جراحی و زهره در مقیاس ماهانه می باشد تا بتوان از آن در مطالعات هیدرواقلیمی مانند پس پردازش برونداد مدل های دینامیکی پیش بینی ماهانه بارش، پیش آگاهی خشکسالی و برآورد رواناب ماهانه در راستای مدیریت

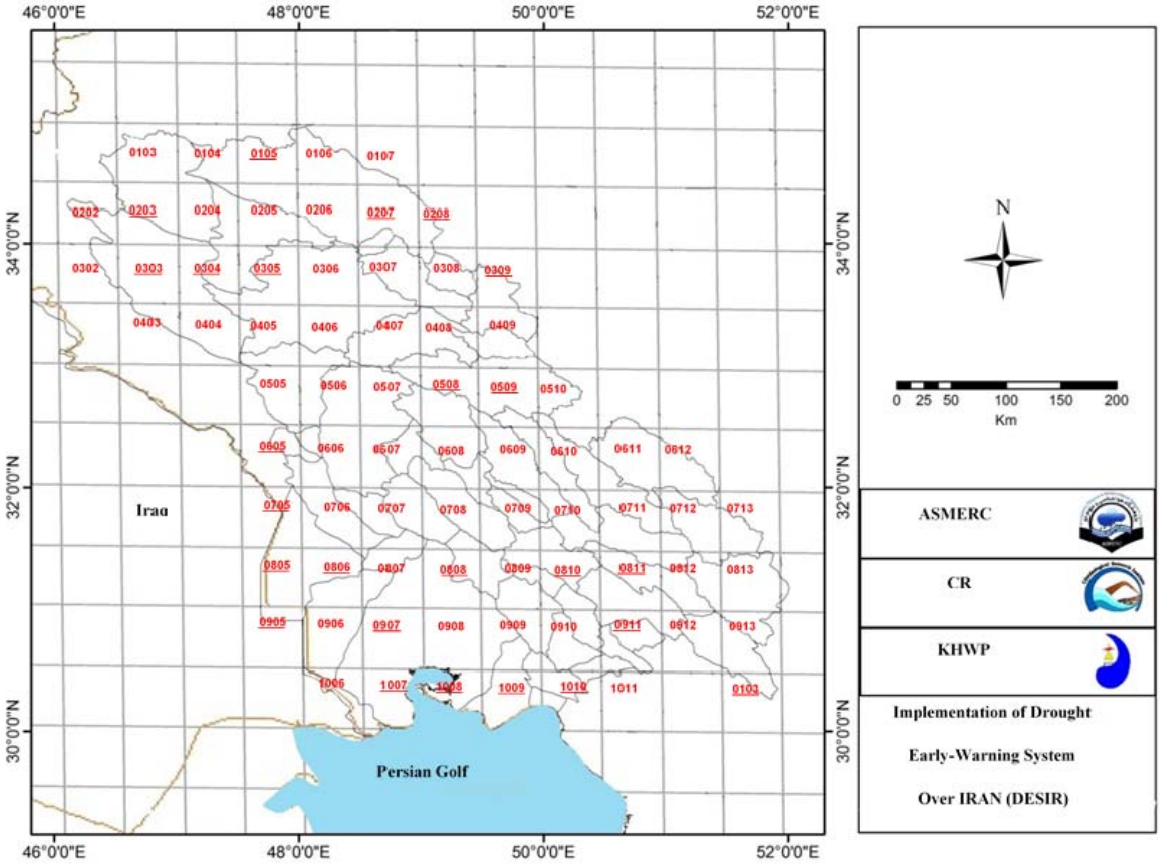
1- Research Institute for Humanity and Nature
2- Meteorological Research Institute/ Japan Meteorological Agency

3- Asfazari

منابع آب منطقه استفاده نمود.

## مواد و روش ها

منطقه مورد مطالعه در ایـن تحقیـق حوضـه هـای آبریـز کرخـه، کارون بزرگ، جراحی و زهره است که تمـام یـا بخشـی از اسـتانهای خوزستان، کرمانشاه، ایلام، چهارمحال و بختیاری، کهگیلویه، اصفهان، همدان، فارس و لرستان را پوشـش مـی دهـد. در شـکل ۲ موقعیـت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه نشان داده شده است.




**شکل ۲- موقعیت حوضه های آبریز منطقه مورد مطالعه و سلول های منظم ۰/۵×۰/۵ درجه داده های بارش افرودیت (سلول های دارای خلاء آماری با خط در زیر آن مشخص شده اند)**

**Figure 2- Location of basins under study and overlying regular gridded network 0.5 × 0.5 degrees APHRODITE precipitation data (grids with missed data are underlined)**

به طورکلی در این محدوده تعداد ۱۳۵ ایستگاه سـینوپتیک، اقلـیم شناسی، تبخیرسنجی و بارانسجی تحت پوشـش سـازمان هواشناسـی کشور یا وزارت نیرو وجود دارد که داده های بارش در مقیاس ماهانـه از این ایستگاهها در دوره ۲۰۰۷-۱۹۸۷ دریافت گردید. محـدوده ذکـر شده با ۷۵ سلول با ابعاد ۰/۵×۰/۵ درجه پوشش داده شـده کـه بـرای هریک از این شبکه ها بارش ماهانه توسط پروژه افرودیت تهیه شـده است.افرودیت پروژه ای منطقه ای می باشد که با همکـاری اتحادیـه هواشناسی آسیا و موسسه پژوهشی علوم انسانی و طبیعی ژاپـن اجـرا شـــــده اســـــت. داده هـــــای افرودیـــــت از لینـــــک (http://www.chikyu.ac.jp/precip/english) قابـل دانلـود مـی باشند. هدف این پروژه تهیه داده هـای روزانـه بـارش بـا دو تفکیـک مکـانی ۰.۵×۰.۵ و ۰.۲۵×۰.۲۵ درجـه بـرای مطالعـات هواشناسـی و هیدرولوژی می باشد. تراکم ایستگاههای مورد استفاده در ایـن پـروژه تا ۴.۵ برابر ایستگاههای موجود در شبکه بین المللی تبادل داده هـای سازمان جهانی هواشناسی می باشد(۱۳). در منطقه مورد مطالعه حدود ۳۴ درصد از سلول های یاد شده هیچ گونه ایستگاه اندازه گیری بارش از وزارت نیرو یا سازمان هواشناسی کشور وجود نداشته یـا داده هـای آنها مخدوش می باشند. در شکل ۲، سلول های یادشـده بـه صـورت

خط تیره در زیر شماره آنها از سایر سلول ها تفکیک شده اند. با توجه به محدودیت دوره داده های افرودیت (۲۰۰۷-۱۹۸۷)، طول دوره آماری همه ایستگاههای مورد مطالعه ۲۰۰۷-۱۹۸۷ میلادی انتخاب شد. گام اولیه در استفاده از داده های افرودیت، راستی آزمایی و تطابق آنها با داده های دیدبانی مناطق دارای ایستگاه بارانسنجی (سازمان هواشناسی و وزارت نیرو) می باشد. از آنجا که سری داده های بارش افرودیت در سلول های ۰/۵×۰/۵ در دسترس هستند، لذا برای یکسان سازی و امکان مقایسه داده های دیدبانی حوضه مورد مطالعه با داده های افرودیت، داده های دیدبانی حوضه نیز به صورت میانگین های ۰/۵×۰/۵ (حدود ۵۰ در ۵۰ کیلومتر) درجه تنظیم شدند، به اینصورت که میانگین بارش ایستگاههای موجود در یک سلول به عنوان نماینده بارش سلول مورد نظر لحاظ گردیدتعداد ایستگاههای موجود در هر سلول بین صفر تا هفت ایستگاه در تغییر است. در برخی شبکه ها نیز علیرغم وجود ایستگاه هواشناسی، داده های مفقوده زیاد بوده و یا طول دوره آماری نامناسب می باشد. این دسته از سلول های حوضه که فاقد داده های دیدبانی هستند، با استفاده از داده های افرودیت و با لحاظ اریبی ( انحراف بارش افرودیت از مقدار مشاهداتی) ماهانه آنها در مقایسه با داده های دیدبانی تصحیح و جایگزین خلاء های آماری موجود شدند. در مجموع از تعداد ۷۵ سلول در شبکه بندی ۰/۵×۰/۵درجه که کل حوضه های آبریز غرب کشور را پوشش می دهند، تعداد ۲۶ مورد آن فاقد ایستگاه سنجش بارش و یا مخدودش بودند که حدود ۳۴ درصد کل سلول های موجود در فرآیند پس پردازش بارش را تشکیل می دهند. با توجه به سهم قابل توجه سلول های فاقد آمار بارش ، لزوم استفاده از داده های تلفیقی در این تعداد از ایستگاهها کاملا محسوس است. خلاء های آماری در سلول های فاقد داده با داده های تلفیقی دیدبانی- افرودیت پر شدند، به اینصورت که در ابتدا میزان همخوانی این داده ها با مقادیر دیدبانی مورد بررسی قرار گرفت و پس از حصول اطمینان از کارآیی داده های افرودیت و اعمال تصحیحات ماهانه مربوطه، جایگزین داده های دیدبانی در سلول های فاقد داده گردیدند و هیچ گونه تغییری در شبکه های دارای داده های دیدبانی، اعمال نشد. برای بررسی کارآیی سری داده های بارش افرودیت، از شاخص های اریبی[1](تفاوت بین داده های اندازه گیری شده زمینی با داده های افرودیت)، ضریب همبستگی و ضریب کارایی طبقه ای بارش استفاده شد (۱۸ و ۵).

## نتایج و بحث

### مقیاس فصلی

در جدول ۱ اریبی و همبستگی بین سری داده های فصلی بارش شبکه ای افرودیت و داده های دیدبانی میانگین گیری شده بر روی سلول های با تفکیک پذیری مشابه(هر دو ۰/۵×۰/۵ درجه) ، آورده شده است. کمترین اریبی به مقدار ۱/۲+ (اریبی مثبت یعنی بارش افرودیت بیش از بارش مشاهداتی می باشد) میلیمتر در فصل تابستان و بیشترین اریبی در فصل زمستان به مقدار ۴۰/۹ میلیمتر رخ داده است. همانطور که ملاحظه می شود در فصول پربارش داده های بارش افرودیت دارای اریبی بیشتری نسبت به فصول کم بارش هستند. در تمام فصول همبستگی بین داده های بارش افرودیت با داده های دیدبانی در حد بالاو بین ۰/۸۷ در تابستان تا ۰/۹۹ در پاییز بوده و تمامی مقادیر همبستگی در سطح ۰.۰۵ معنی دار و قابل قبول هستند که نشان می دهند این دو سری داده دارای نوسانات هماهنگی با یکدیگر می باشند ، لذا با حفظ نوسان پذیری ماهانه ، امکان کاهش اریبی بر روی حوضه وجود دارد.

**جدول ۱- اریبی و همبستگی بین سری داده های فصلی بارش افرودیت و دیدبانی بر روی سلول های یکسان**

**Table 1- Bias and correlation between APHRIDITE seasonal precipitation and area-averaged observation data**

| | زمستان Winter | بهار Spring | تابستان Summer | پاییز Autumn |
|---|---|---|---|---|
| اریبی(م م) Bias | -40.9 | -25 | 1.2 | -11.2 |
| همبستگی Correlation | 0.94 | 0.97 | 0.87 | 0.99 |

براساس شکل ۳، بیشترین همبستگی مکانی بارش با میانگین حدود ۰/۸در فصل پاییز دیده می شود. مقدار همبستگی در فصول بهار و زمستان حدود ۰/۷ است، اما در فصل تابستان کمتر از ۰/۵ می باشد که نشان دهنده ضعف نسبی داده های افرودیت در شبیه سازی بارش تابستان (در مقایسه با سایر فصول) می باشد. در تحقیقی مشابه و با هدف مقایسه توانایی داده های شبکه ای بارش PERSIANN بر روی ایران، غضنفری و همکاران(۷) نشان دادند که PERSIANN توانایی ضعیفی در شبیه سازی بارش فصول را دارد(۷)

بررسی سری زمانی ماهانه داده های میانگین شبکه ای دیدبانی و افرودیت برای فصول بهار، تابستان، پاییز و زمستان در شکل ۴ نشان داده شده است. ملاحظه می شود که در فصل پاییز بیشترین تطابق بین داده های دیدبانی و افرودیت وجود دارد.

### مقیاس ماهانه

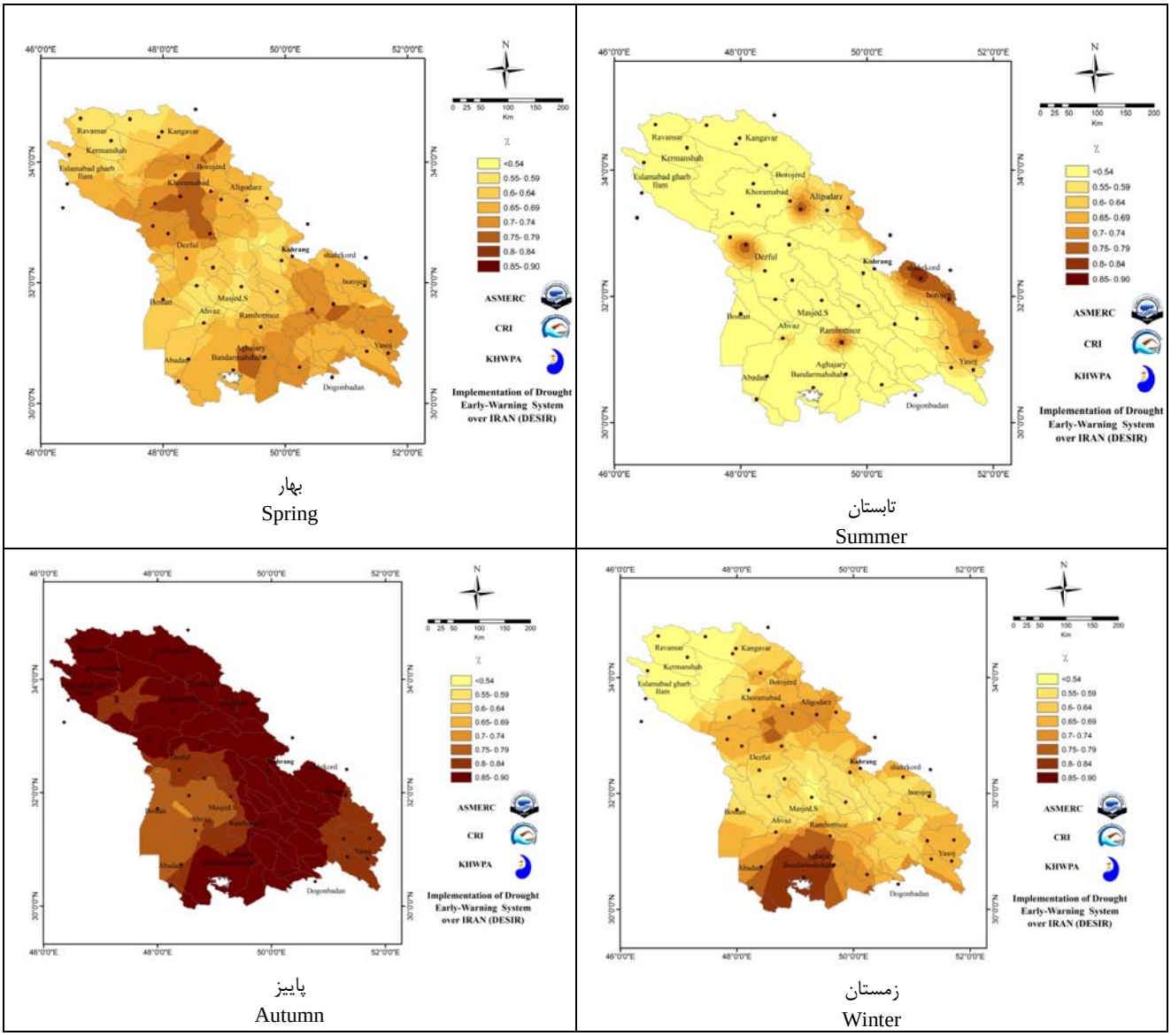
سری زمانی ماهانه بارش دیدبانی شده شبکه ای[2] و افرودیت در شکل ۵ نشان داده شده است. در این شکل مقادیر سلول های فاقد داده دیدبانی حذف شده اند. ملاحظه می شود که تطابق بسیار خوبی

1- Bias

2. Area Averaged

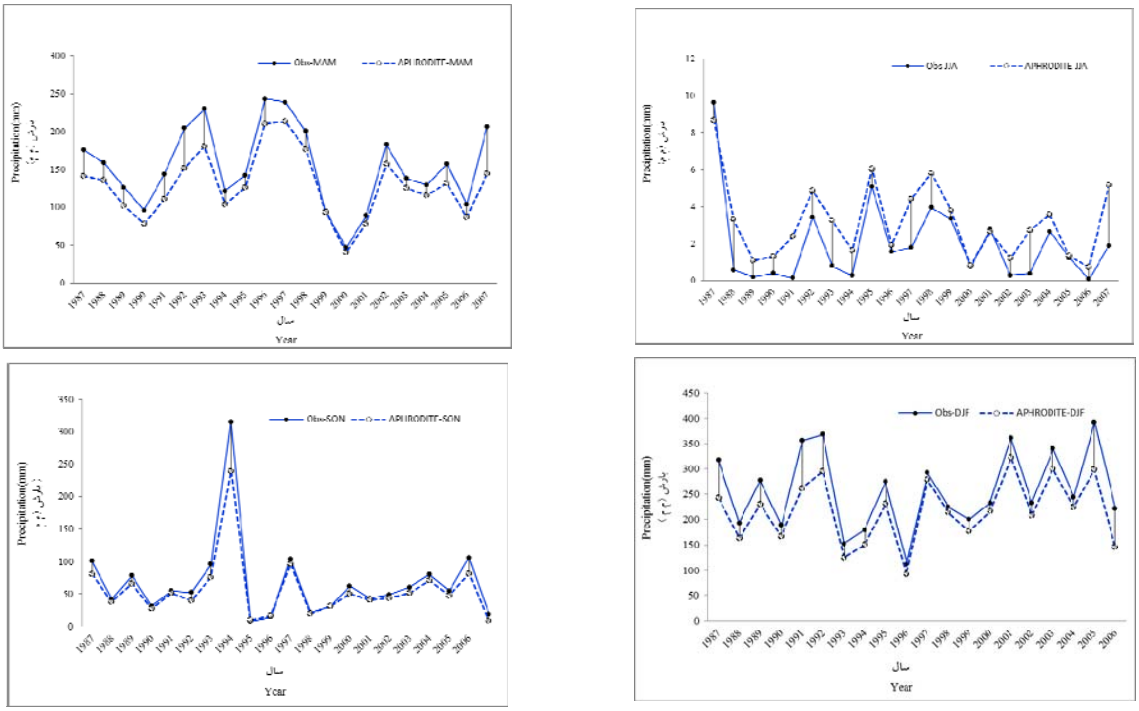
بین داده های دیدبانی (ثبت شده در ایستگاه های سازمان هواشناسی و وزارت نیرو) میانگین گیری شده بر روی سلول های ۰/۵×۰/۵ درجه با داده های افرودیت با سلول های یکسان وجود دارد. نمایه های آماری نیز تطابق بسیار بالایی بین این دو سری از داده ها را نشان می دهند.

در شکل ۶ توزیع تجمعی سری داده های دیدبانی و افرودیت برای شبکه های دارای بارش دیدبانی که حدود ۷۰ درصد حوضه مورد مطالعه را پوشش می دهد، آورده شده است. این شکل نشان می دهد که توزیع تجمعی داده های افرودیت نسبت به داده های دیدبانی زودتر به بیشینه خود می رسد، به عبارت دیگر هنگامی که تمامی رخدادهای بارشی افرودیت به اتمام می رسد، هنوز بخشی از رخدادهای حدی دیدبانی آشکار نشده اند که بیانگر اریبی خشک یا منفی(بارش افرودیت کمتر از بارش دیدبانی) داده های افرودیت نسبت به داده های دیدبانی در رخدادهای بارش سنگین می باشد. این ضعف ممکن است ناشی از شبکه ای بودن داده های افرودیت با ابعاد هر شبکه(سلول) در حدود ۵۰ در ۵۰ کیلومتر باشد که در آن کلیه بارش های ایستگاهی داخل هر سلول میانگین گیری می شوند که عمل میانگین گیری موجب تعدیل رفتارهای حدی می شود. این شرایط موجب می شود که داده های افرودیت توانایی نسبتا ضعیفی در شبیه سازی بارش های سنگین را داشته باشند.



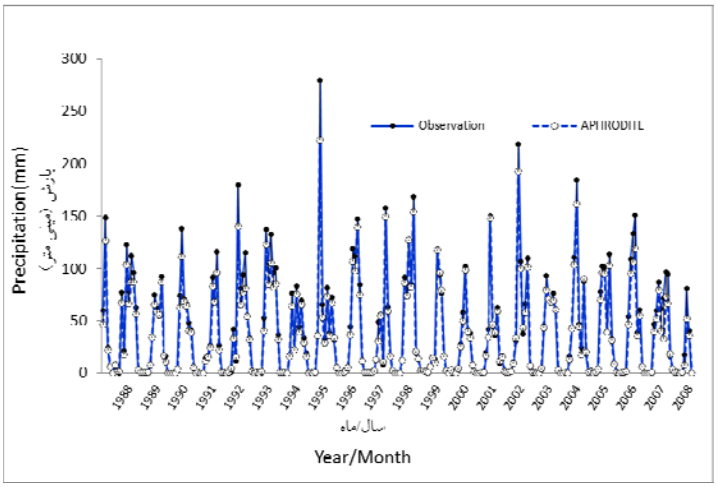

**شکل ۳- نقشه های هم مقدار همبستگی مکانی فصلی بین داده های دیدبانی و افرودیت (رنگ تیره همبستگی بالا و رنگ روشن همبستگی پایین را نشان می دهند)**

**Figure 3- Maps showing seasonal spatial correlation between the APHRIDITE and observed precipitation data (Dark color represents high correlation while bright color represents low correlation)**




**شکل ٤- مقایسه سری فصلی داده های دیدبانی (میانگین گیری شده بر روی شبکه های ۰/۵×۰/۵ درجه) و افرودیت در حوضه مورد مطالعه (محور قائم بارش را نشان می دهد)**

**Figure 4- Seasonal time series of area-averaged observed (over 0.5 × 0.5 degrees grids) and APHRODITE data over studied region**




**شکل ٥- مقایسه سری ماهانه داده های دیدبانی (میانگین گیری شده بر روی شبکه های ۰/۵×۰/۵ درجه) و افرودیت در منطقه مورد مطالعه**

**Figure 5- Monthly time series of observed (averaged over 0.5 × 0.5 degrees grids) and APHRODITE data over studied region**

نوسان پذیری داده های افرودیت با داده های دیدبانی هماهنگی خوبی روی کل حوضه دارند، به طوریکه ضریب همبستگی بین آنها در اغلب موارد بیش از ۹۰ درصد است. مقایسه همبستگی فصلی و ماهانه نشان می دهد که علیرغم وجود همبستگی های بسیار بالا در مقیاس ماهانه، کمترین همبستگی به مقدار ۰/۵۲ در ماه سپتامبر رخ داده است در حالیکه در مقیاس فصلی کمترین مقدار همبستگی به مقدار ۰/۸۷ در تابستان رخ داده است. در عین حال تمامی مقادیر همبستگی معنی دار هستند (جدول ۲).

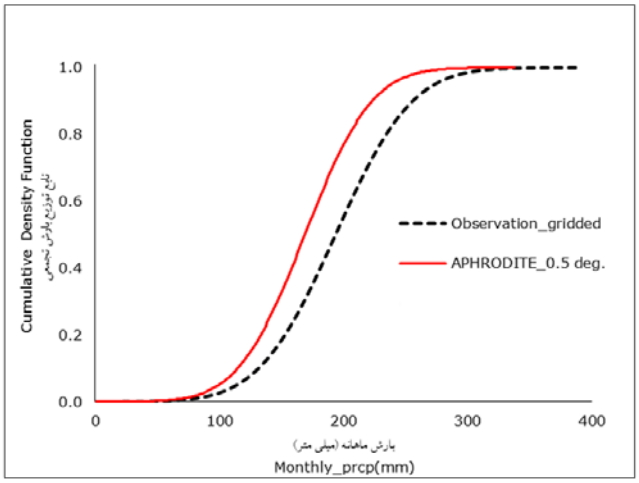
در شکل ۷ همبستگی مکانی بین داده های افرودیت و دیدبانی بصورت ماهانه آورده شده است. مشاهده می شود که در اغلب نواحی حوضه در ماههای ژوئن، ژوئیه، اوت، سپتامبر و اکتبر مقادیر همبستگی های مکانی (مقایسه سلول به سلول دو سری از داده های

افرودیت و مشاهداتی) بین داده های دیدبانی و افرودیت کمتر از ۰/۵ است. بیشترین همبستگی مکانی در ماه نوامبر رخ داده است و در ماههای دسامبر، ژانویه، فوریه، مارس، آوریل و می مقدار همبستگی به طور میانگین بیش از ۰/۶ است.

ضریب ناش-ساتکلیف ماهانه طی دوره ۲۰۰۷-۱۹۸۷ برابر ۰/۹۶ است که بسیار نزدیک به ۱ بوده و قابل قبول می باشد، علیرغم هماهنگی بسیار خوب بین داده های دیدبانی و افرودیت و با هدف ارتقاء هرچه بیشتر کارآیی سری داده های پایه مورد نیاز برای مطالعات هیدرواقلیمی نظیر پس پردازش برونداد بارش مدل های پیش بینی فصلی و پیش آگاهی خشکسالی، ضمن حفظ داده های دیدبانی، در سلول های فاقد داده های دیدبانی از مقادیر بارش تصحیح شده افرودیت استفاده گردید.

## کارآیی کیفی(طبقه ای)بارش

از آنجا که در موضوع پیش بینی ماهانه و فصلی بارش و در پیش آگاهی خشکسالی، هدف آگاهی از وضعیت ماه مورد نظر نسبت به شرایط نرمال می باشد، لذا وضعیت بارش شبکه ای افرودیت در طبقات بیش از نرمال (بارش بیش از ۲۰ درصد میانگین بلندمدت)، نرمال (بارش بین ۲۰ در صد کمتر تا ۲۰ درصد بیشتر از میانگین بلندمدت)، کمتر از نرمال (بارش ۲۰ درصد کمتر از میانگین بلندمدت) مورد بررسی قرار گرفت، به این صورت که وضعیت بارش مشاهداتی و افرودیت از نظر قرار گرفتن در طبقات بارشی یکسان مقایسه شده و سپس کارآیی داده های افرودیت در شبیه سازی مقادیر کیفی بارش محاسبه گردید. بررسی کارایی کلی داده های افرودیت در شبیه سازی طبقات مختلف بارشی ۹۴/۱ درصد می باشد. کمترین و بیشترین کارایی در ماه های سپتامبر و ژوئن به ترتیب به مقدار ۷۶/۲ و ۹۸/۸ درصد است. در شکل ۸ کارایی سری داده های افرودیت در شبیه سازی طبقات بارشی مختلف ماهانه نشان داده شده است؛ به عنوان نمونه در ماه ژانویه در حدود ۹۵ درصد موارد طبقه بارشی داده های مشاهداتی با داده های افرودیت یکسان می باشند. نتایج نشان می دهند که در ماهها و فصول گرم و دارای بارش کم کارایی داده های افرودیت در نشان دادن بارش مشاهداتی نسبت به سایر ماهها و فصول کمتر است. این یافته با یافته های محققین دیگر مانند غضنفری و دیگران(۷) هماهنگ می باشد.




**شکل ٦- توزیع تجمعی سری داده های دیدبانی و افرودیت (۲۰۰۷-۱۹۸۷)**

**Figure 6- Cumulative distribution series of APHRODITE and observation data (1987-2007)**

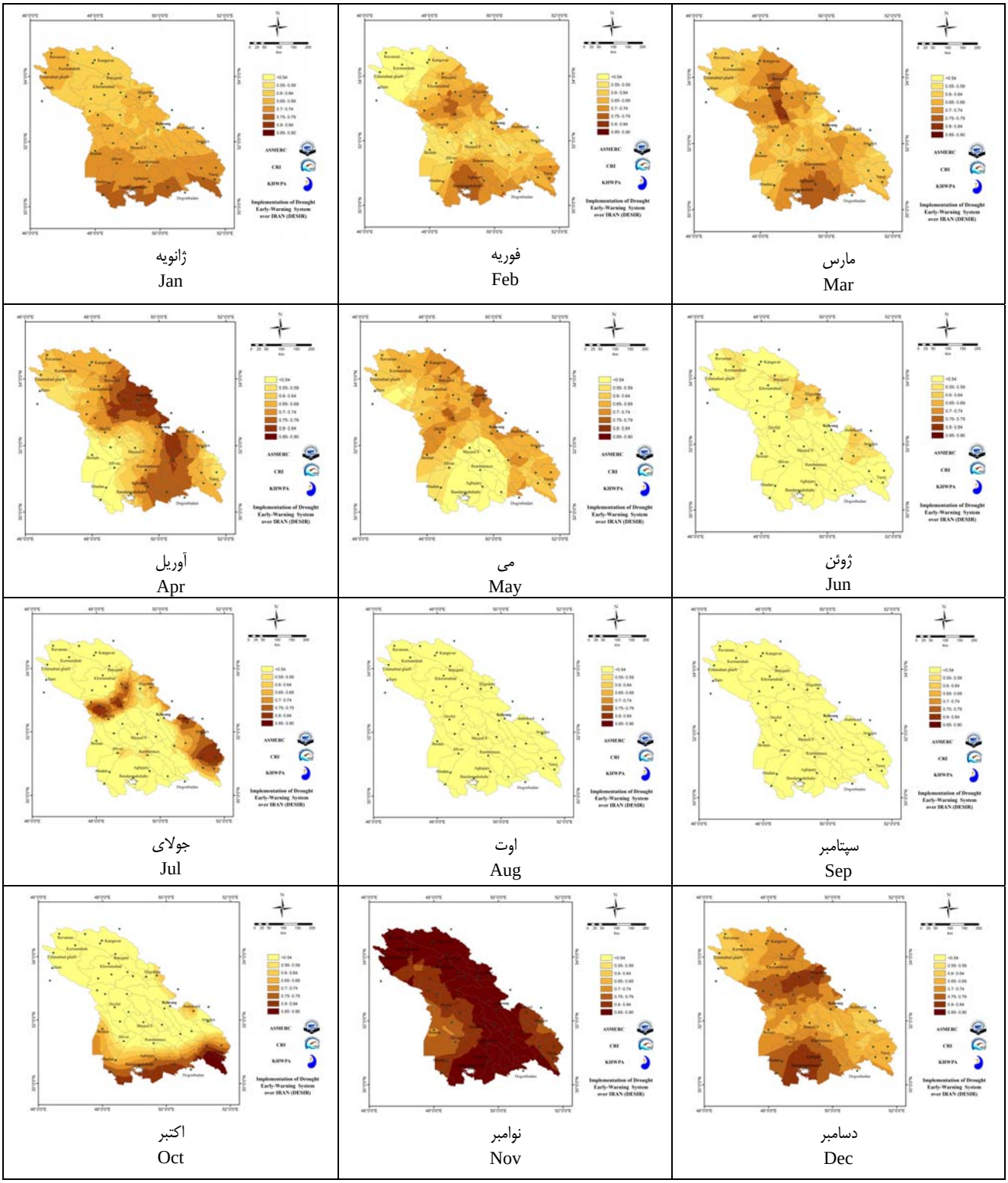
**جدول ۲- اریبی و همبستگی بین سری داده های ماهانه بارش دیدبانی و افرودیت**

**Table 2– Bias and correlation between monthly APHRODITE and area-averaged observation precipitation data**

| نمایه آماری Indices | ژانویه Jan | فوریه Feb | مارس Mar | آوریل Apr | می May | ژوئن Jun | ژوئیه Jul | اوت Aug | سپتامبر Sep | اکتبر Oct | نوامبر Nov | دسامبر Dec | سال Year |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| اریبی (م م) Bias (mm) | -8.4 | -8.5 | -10.2 | -4.5 | -0.5 | 0.2 | 0 | -0.1 | 0.3 | -1.7 | -6.9 | -13.1 | -4.4 |
| همبستگی Correlation | 0.98** | 0.94** | 0.98** | 0.98** | 0.98** | 0.95** | 0.98** | 0.93** | 0.52* | 1** | 1** | 0.99** | 0.99** |

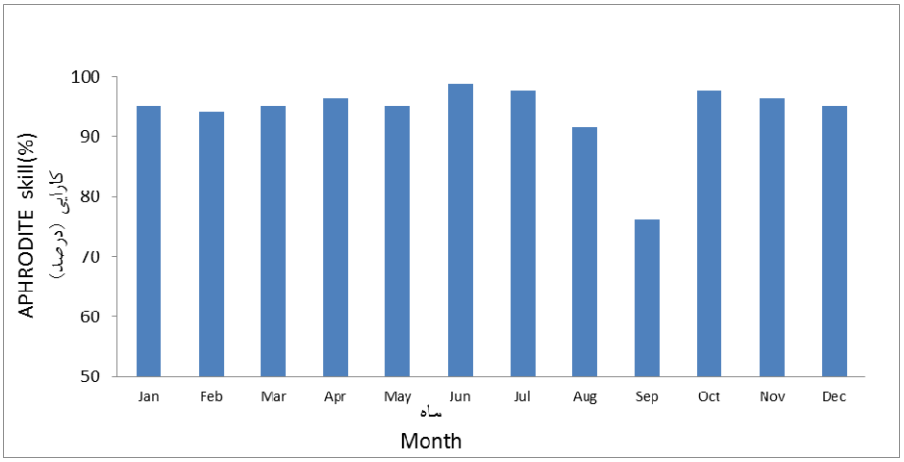
توضیح: همبستگی در سطح ۱ درصد با ** و در سطح ۵ درصد با * نشان داده شده است.

Note: Correlation at 1% and 5% significant levels are shown by ** and *, respectively.




**شکل ۷- همبستگی مکانی ماهانه بین داده های دیدبانی و افرودیت (رنگ تیره همبستگی بالا و رنگ روشن همبستگی پایین را نشان می دهند)**

**Figure 7- Monthly spatial correlation between the observation data and APHRODITE data (Dark color represents high correlation while bright color represents low correlation)**




**شکل ۸- کارایی سری داده های افرودیت در شبیه سازی طبقات بارشی مختلف ماهانه (برحسب درصد) طی دوره ۲۰۰۷-۱۹۸۷**

**Figure 8- APHRODITE data performance in simulation of monthly precipitation categories (in percent) during 2007-1987**

### تهیه داده های پایه تلفیقی دیدبانی-افرودیت

از آنجایی که هدف از این پژوهش تکمیل خلاء های آماری بارش ماهانه در حوضه های کارون بزرگ، کرخه، جراحی و زهره با بکارگیری داده های شبکه ای افرودیت می باشد، قبل از جایگزین کردن مقادیر بارش افرودیت در سلول های بدون داده دیدبانی، بر روی آنها تصحیح اریبی صورت گرفت. تصحیح اریبی با افزودن مقدار اریبی بدست آمده از رفتار سلول های با تراکم ۳ ایستگاه بر سلول که تعداد سلول های مذکور ۱۱ مورد می باشد انجام شد، همانطور که در جدول ۳ ملاحظه می شود تراکم ایستگاههای دیدبانی در برخی سلول های شبکه با ابعاد ۰/۵×۰/۵ درجه از یک تا ۷ ایستگاه در سلول متغیر است. در جدول ۳ تراکم ایستگاههای دیدبانی بر حسب تعداد بر سلول های ۰/۵ × ۰/۵ درج شده است.

**جدول ۳- تراکم ایستگاههای دیدبانی سازمان هواشناسی و وزارت نیرو در سلول های ۰/۵×۰/۵ درجه**

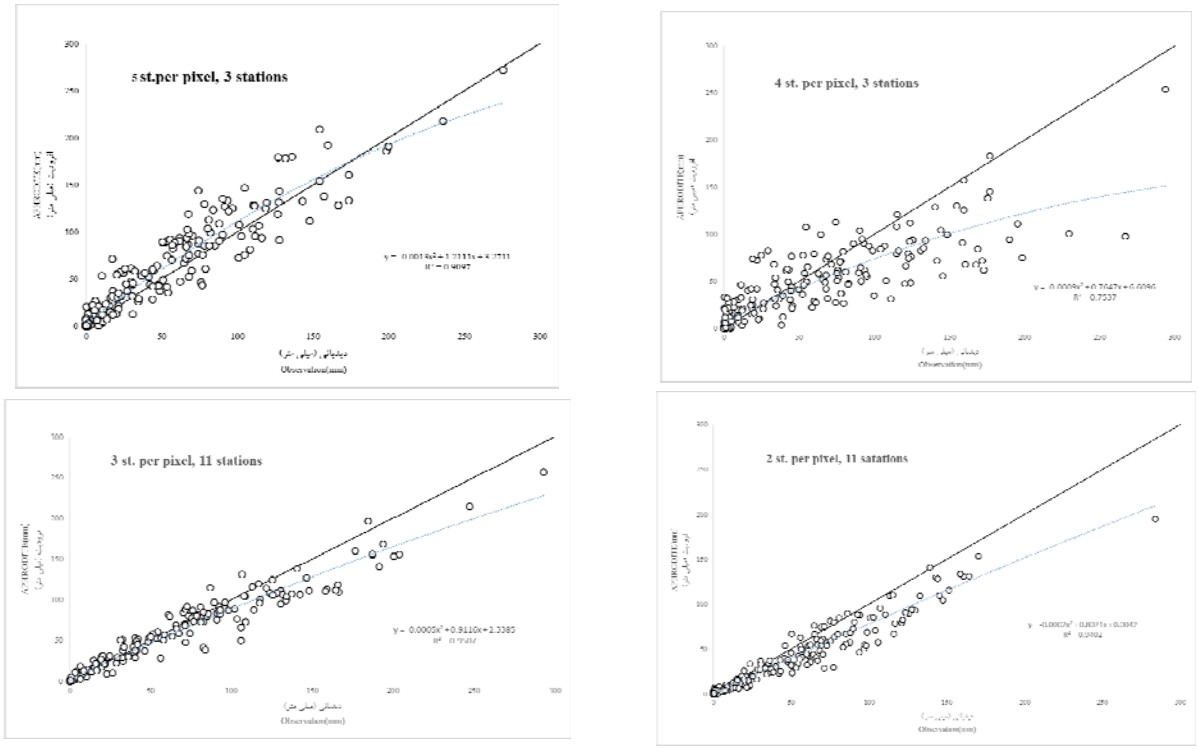
**Table 3- Density of observation stations (IRIMO and Ministry of Power) per grids of 0.5 × 0.5 degree**

| 7 | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 | 1 | 0 | تعداد ایستگاهها در هر سلول<br>Number of stations per grid |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2 | 3 | 3 | 3 | 11 | 11 | 14 | 34 | فراوانی سلول ها<br>Number of cells(grids) |

مطابق جدول ۳ از نظر تعداد ایستگاه های موجود در هر سلول یا تراکم آنها، بیشترین فراوانی متعلق به سلول هایی است که فقط دارای یک ایستگاه دیدبانی(۱۴ سلول) می باشندو کمترین فراوانی متعلق به سلول هایی است که دارای ۷ ایستگاه دیدبانی (۲ سلول) هستند. با توجه به مساحت نسبتا زیاد هر سلول (حدود ۲۵۰۰ کیلومترمربع)، بدیهی است هرچه تراکم ایستگاهها بر واحد سلول بیشتر باشد، مقادیر بارش دیدبانی شده در سلول می تواند تقریب بهتری از رفتار بارش شبکه مورد نظر را ارایه نماید. بررسی نمودارهای یک به یک در شکل ۹ و همبستگی های احصاء شده بین تراکم های ایستگاهی مختلف نشان می دهد که بیشترین همبستگی بین داده های افرودیت و بارش میانگین شبکه ای دیدبانی شده در تراکم ۳ ایستگاه بر سلول (معادل با یک ایستگاه دیدبانی به ازای هر ۸۰۰ کیلومترمربع= ۳÷۲۵۰۰) رخ داده است، به عبارت دیگر وجود حداقل ۳ ایستگاه در شبکه های ۰/۵×۰/۵ درجه برای آشکارسازی رفتار بارش ماهانه در ابعاد شبکه بندی مورد مطالعه مناسب است. بنابراین در تعیین اریبی ماهانه داده های افرودیت، سلول های با تراکم کمتر از ۳ ایستگاه – علیرغم همبستگی های نسبتا مناسب – حذف شدند و آن دسته از شبکه هایی که دارای ۳ ایستگاه دیدبانی و بیشتر بودند برای تخمین مقدار و تعیین رفتار اریبی ماهانه داده های افرودیت در نظر گرفته شدند (شکل ۹).

از آنجا که فراوانی سلول های با تراکم ۳ ایستگاه ۱۱ سلول و با تراکم های ۴ تا ۷ ایستگاه بین ۲ تا ۴ سلول هستند، لذا اریبی با تراکم ۳ ایستگاه بر سلول به عنوان نماینده اریبی ماهانه داده های افرودیت در نظر گرفته شد و پس از اعمال آن بر روی داده های افرودیت، به عنوان جایگزین خلاء های آماری در سلول های فاقد ایستگاه دیدبانی در نظر گرفته شدند. با توجه به روش مذکور، برای آن دسته از سلول های منظم ۰/۵×۰/۵ درجه ای که فاقد داده های دیدبانی بوده و حدود ۳۴ درصد از کل شبکه حوضه را تشکیل می دهند، داده های

افرودیت تصحیح شده ماهانه جایگزین شدند. در شکل ۱۰ پهنه بندی بارش فصلی سه سری داده های دیدبانی، افرودیت و تلفیقی دیدبانی–افرودیت نشان داده شده است.




**شکل ۹- همبستگی بین داده های بارش دیدبانی و افرودیت در شبکه بندی مشابه براساس تعداد ایستگاههای بارانسنجی در هر سلول. محور افقی بارش دیدبانی و محور قائم بارش افرودیت می باشد.**

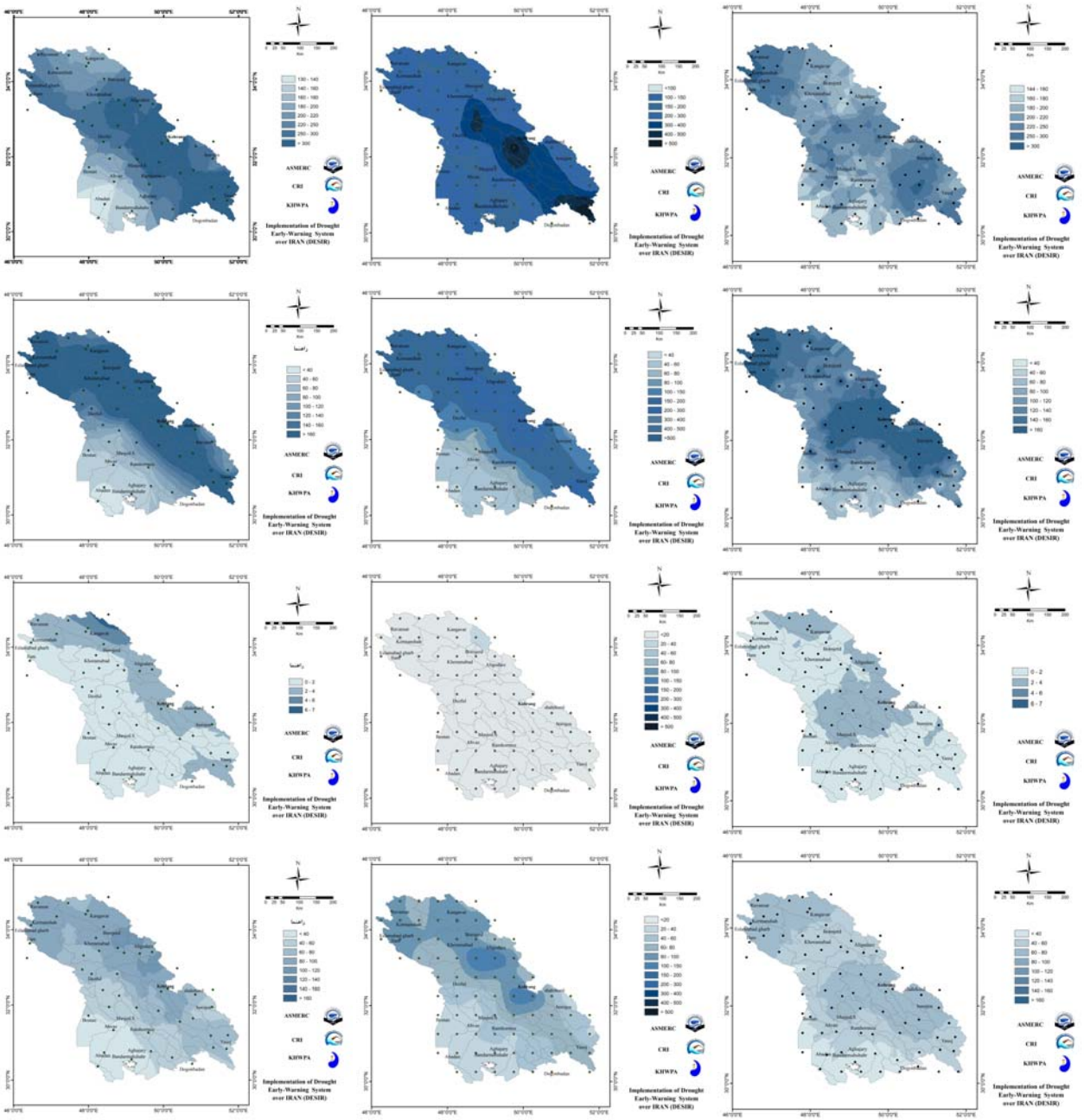
**Figure 9- Correlation between observed and APHRODITE precipitation data based on number of stations per cells with same resolution**

ملاحظه می شود که الگوهای مکانی بارش دیدبانی با بارش دیدبانی–افرودیت (بویژه در ماههای سرد و پر بارش) –درمقایسه با افرودیت تصحیح نشده – هماهنگی خوبی داشته و در هر دو سری از داده ها، مناطق پر بارش مرکز، جنوب شرق و منطقه کم بارش جنوب غرب حوضه را به خوبی آشکارسازی کرده اند. داده های تهیه شده به روش فوق می توانند به عنوان داده های پایه در مطالعات هیدرواقلیمی نظیر واسنجی برونداد مدل های پیش بینی فصلی بارش، مدل سازی بارش–رواناب و پیش آگاهی خشکسالی مورد استفاده قرار گیرند.

## جمع‌بندی

حوضه های آبریز جنوب غرب کشور شامل کرخه، کارون، جراحی و زهره تامین کننده عمده آب بخش های کشاورزی، صنعت و شرب در منطقه زاگرس میانی و جنوبی بوده و حدود ۲۵ درصد برق مصرفی کشور از طریق نیروگاههای برقابی این حوضه تولید می شوند. ذخیره و رهاسازی به موقع آب در سدهای این حوضه نقش اساسی در مدیریت منابع آبی آن دارد. یکی از ابزارهای اصلی سیستم های پیش بینی ماهانه بارش و رواناب و پیش آگاهی خشکسالی، وجود داده های پایه بارش قابل اعتماد برای واسنجی و افزایش صحت مدل های پیش بینی می باشد. از آنجا که اغلب مطالعات هیدرواقلیم در حوزه پیش بینی و پیش آگاهی از قبیل پس پردازش برونداد بارش مدل های دینامیکی پیش بینی فصلی بارش و رواناب و هشدار خشکسالی براساس پیش بینی های گذشته نگر و با بکارگیری داده های مشاهداتی واسنجی می شوند ، لذا درصورت عدم وجود داده های مشاهداتی در دوره پیش بینی گذشته نگر، امکان پس پردازش و واسنجی آنها وجود نداشته یا فاقد دقت کافی خواهند بود. هدف از این پژوهش تکمیل خلاء های آماری بارش موجود در سلولهای فاقد ایستگاه بارانسنجی می باشد، به نحوی که داده های جایگزین نزدیکترین رفتار را به داده های دیدبانی داشته باشند. منطقه مورد مطالعه در این تحقیق در مجموع توسط ۷۵ سلول ۰/۵×۰/۵درجه پوشش داده شده است که تعداد ۲۳ سلول (معادل ۳۴ درصد کل سلول های شبکه) فاقد ایستگاه بارانسنجی می باشند که در این سلول ها، داده های افرودیت تصحیح شده با اعمال اریبی، جایگزین شدند.

برای بدست آوردن مقدار اریبی داده های افرودیت در شبکه های فاقد داده، نمایه های آماری در سلول های دارای ایستگاه های بارانسنجی مورد بررسی قرار گرفتند. نتایج نشان داد که کمترین اریبی و بیشترین همبستگی های معنی دار در حالت وجود سه ایستگاه بارانسنجی در هر سلول شبکه با ضریب همبستگی ۰/۹۵ می باشد، بنابراین اریبی سلول های با تراکم سه ایستگاه بر شبکه بر روی داده های افرودیت اعمال گردید. با داده های افرودیت تصحیح شده به این روش، خلاء های آماری ۳۴ درصد سلول های فاقد ایستگاه بارانسنجی پر شدند.




**شکل ۱۰- پهنه بندی میانگین بارش فصلی حوضه مورد مطالعه با استفاده ازداده های دیدبانی (چپ)، افرودیت (وسط) و تلفیقی دیدبانی-افرودیت (راست)**

**طی دوره ۲۰۰۷-۱۹۸۷**

**Figure 10- Zoning of average seasonal precipitation over studied basin using observation (left), APHRODITE (middle) and composite observation - APHRODITE (right) data during 1987-2007**

نتایج بررسیها نشان داند که الگوهای مکـانی بـارش دیـدبانی بـا بارش دیدبانی–افرودیت، بویژه در ماه های سرد و پر بارش، هماهنگی خوبی داشته و در هر دو سری از داده هـا، پربارشـی منـاطق مرکـز و جنوب شرق و کم بارشی منطقـه جنـوب غـرب حوضـه را بـه خـوبی شناسایی می کنند. با توسعه این روش بر روی کل کشـور مـی تـوان بانک اطلاعاتی پایه بارش شبکه ای مورد نیاز مدل های پـیش بینـی فصلی دینامیکی بارش و رواناب و هشدار خشکسالی را تهیه نمود و در واسنجی و راستی آزمایی آنها استفاده نمود.

## قدردانی

این مقاله مستخرج از نتایج فاز اول پروژه" پیش بینی سـه ماهـه خشکسالی برای حوضه های آبریز جنوب غـرب کشـور بـا اسـتفاده از پس پردازش برونداد مدل های دینامیکی پـیش بینـی فصـلی " مـی باشد که طی قرارداد شماره ۱۲۰۰/۹۷۶۵۲ از سوی سازمان آب و برق خورستان(کارفرما) مورد حمایت مالی قرار گرفتـه اسـت، بدینوسـیله از سازمان مذکور قدردانی به عمل می آید.

## منابع

1. Adam J.C., Lettenmaier D.P. 2003. Adjustment of Global Gridded Precipitation for Systematic Bias, Geophysical Research, 108(D9): 42-57.
2. Adler R., Coauthors. 2003. The version-2 Global Precipitation Climatology Project (GPCP) monthly precipitation analysis (1979–present). Journal of Hydrometeorology, 4:1147–1167.
3. Akhavan S., Abedi J., Mousavi F., Abaspoor K., Afyoni M., Eslamian S. 2010. Estimation of blue and green water using SWAT in Hamedan Sub-Basin, Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, Water and Soil Science, No. 53.
4. Ashouri H., Hsu K. L., Sorooshian S., Braithwaite D. K., Knapp K. R., Cecil L. D., Nelson B. R., Prat O. 2015. PERSIANN-CDR Daily precipitation Climate Data Record from Multi-satellite Observations for Hydrological and Climate Studies, Bulletin of the American Meteorological Society, 96(1):69-83.
5. Babaeian I., Karimian M., Modirian R. 2013. Statistical post processing MRI-CGCM3 output for seasonal precipitation forecast over Khorasan-Razavi province, Iranian Journal of Geophysics, 7(3): 119-133.
6. Burroughs W. 2003. Climate into the 21st Century, Cambridge University Press, 240 pp.
7. Ghazanfari moghadam M. S., Alizadeh A., Musavi baygi S. M., Farid hoseini A., Bannayan aval M. 2011. Comparison the PERSIANN Model with the Interpolation Method to Estimate Daily Precipitation (A Case Study: North Khorasan), Journal of Water and Soil, 25(1): 207-215.
8. Gruber A., Levizzani V. 2008. Assessment of global precipitation products. Technical Report-WRCP-128, WMO/TD-No. 1430, 55 pp. Available online at: www.gewex.org/reports/2008AssessmentGlobal PrecipReport.pdf.]
9. Hou, A., Jackson G. S., Kummerow C., Shepherd J. M. 2008. Global precipitation measurement. Precipitation: Advances in Measurement, Estimation, and Prediction,S. Michaelides, Ed., Springer: 131–170.
10. Hou A., Jackson G. S., Kummerow C., Shepherd J. M. 2014. The Global Precipitation Measurement Mission. Bulletin of American Meteorological Society, 95:701–722.
11. Huffman G. J., Coauthors. 1997. The Global Precipitation Climatology Project (GPCP) combined precipitation dataset, Bulletin of American Meteorological Society, 78 :5–20.
12. Joyce R. J., Janowiak J. E., Arkin P. A., and Xie P. 2004. CMORPH: A method that produces global precipitation estimates from passive microwave and infrared data at high spatial and temporal resolution. Journal of Hydrometeorology, 5:487–503.
13. Kamiguchi K., Arakawa O., Kitoh A., Yatagai A., Hamada A., Yasutomi N. 2010. Development of APHRO_JP, the First Japanese High-resolution Daily Precipitation Product for More than 100 Years, Hydrological Research Letters, 4: 60–64.
14. Kummerow C., Barnes W., Kozu T., Shiue J., Simpson J. 2000. The status of the Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) after two years in orbit, Journal of Applied Meteorology, 39:1965–1982.
15. Kavyani M. R., Alijani B. 1995. The Foundations of Climatology. The Organization for Researching and Composing University Textbooks in the Humanities (SAMT).,Tehran.
16. Lin Y., Mitchell K. E. 2005. The NCEP stage II/IV hourly precipitation analyses. Development and applications. Extended Abstracts, 19th Conference on Hydrology, San Diego, CA, Amer. Meteor. Soc., 1.2. Available online at http://ams.confex.com/ams /Annual2005/techprogram/paper_83847.htm.
17. Maddox R. A., Zhang J., Gourley J. J., Howard K. W. 2002. Weather radar coverage over the contiguous United States, Journal of Weather and Forecasting, 17:927–934.
18. Mansour Far K. 1995. Statistical Methods. University of Tehran Press, Tehran.

19. Nasrabadi E., Masoodian A., Asakereh H. 2013. Comparison of Gridded Precipitation Time Series Data in APHRODITE and Asfazari Database within Iran's Territory, Journal of Atmospheric and Climate Sciences, 3: 235-248.
20. Rasu A.G.G., Mahmood T., Zaman Q., Cheema S.B. 2012. Validation of APHRODITE Precipitation Data for Humid and Sub Humid Regions of Pakistan, Pakistan Journal of Meteorology, 19(17): 45-58.
21. Takashima H., Yatagai A., Kawamoto H., Arakawa O., Kamiguchi K. 2008. Hydrological Balance over Northern Eurasia from Gauge-based High-resolution Daily Precipitation Data, Hydrochange 2008 in Kyoto, 10,03, Kyoto.
22. Utsumi N., Kanae S., Kim H., Seto S., Oki T., Nitta T., Hirabayashi Y. 2008. Importance of Wind-induced Under catch Adjustment in a Gauge-based Analysis of Daily Precipitation over Japan, Hydrological Research Letters, 2:47–51.
23. Westrick, K. J., Mass C. F., Colle B. A. 1999. The limitations of the WSR-88D radar network for quantitative precipitation measurement over the coastal western United States, American Meteorological Society, 80:2289–2298.
24. Xie, P., Janowiak J. E., Arkin P. A., Adler R., Gruber A., Ferraro R., Huffman G. J., Curtis S. 2003. GPCP pentad precipitation analyses: An experimental dataset based on gauge observations and satellite estimates, Journal of Climate, 16:2197–2214.
25. Yasutomi N., Hamada A., Yatagai A. 2011. Development of a Long-term Daily Gridded Temperature Dataset and its Application to Rain/Snow Discrimination of Daily Precipitation, Global Environmental Research.
26. Yatagai A., Kamiguchi K., Arakawa O., Hamada A., Yasutomi N., Kitoh A. 2012. Constructing a Long-Term Daily Gridded Precipitation Dataset for Asia Based on a Dense Network of Rain Gauges, American Meteorological Society , Vol. 93, No. 9, pp. 1401-1415.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 969-984

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۹۸۴-۹۶۹

# Providing Monthly Composite APHRODITE-Observed Precipitation Data over Iran's Southwest Watersheds

**I. Babaeian[1]*- M. Karimian[2]- H. Ashouri[3]- R. Modirian[2]- L. Khazanedari[4]- Sh. Malbusi[2]- M. Kuhi[5]- A. Mohamadian[4]- E. Fattahi[6]**

Received: 30-04-2016
Accepted: 29-01-2017

**Introduction:** Southeast watersheds of Iran including Great Karoon, Karkheh, Jarrahi and Zohreh have the most significant contribution in the water supply of the agriculture, industry, drinking water and hydroelectric power plants over Iran. 25 percent of the country's electricity is produced from hydroelectric power plants located in this region. The existence of a monthly relatively high resolution gridded precipitation dataset is of the most important needs of water resources management for such as deciding on the suitable time of dewatering and discharge of dams, calibration of dynamical monthly forecasting models and drought early warning. Even considering all observation stations governed by Meteorological Administration and Ministry of Power, the density of stations is not so enough to use them for calibration of hydro-climate model outputs. To overcome this deficiency, one way to fill the gap is using bias corrected global gridded precipitation dataset such as APHRODITE, CMORPH, PRESIANN and other newly generated data.

**Material and Methods:** Watershed of Karkheh, great Karoon, Jarrahi and Zohreh are the area of study which covers southwest provinces of Khuzestan, Kermanshah, Ilam, Chaharmohal-Bakhtiari, Kohkiluyeh and Buyerahmad, Isfahan, Hamadan, Fars and Lorestan, which is shown in figure 2. There are 135 observation station in the area of study which governs by Iran Meteorological Organization and Ministry of Power. Area of study covers by 75 grids of 0.5×0.5 degree latitude and longitude. For each grid there is an APHRODITE precipitation data. In the 34% of grids, there is no observation station. The main goal of this study is to attribute a reliable monthly precipitation data to all grids without any observation station. Period of APHRODITE data set is 1987-2007, which is same to observation period. Firstly regional bias of APHRODITE data set has been computed by comparing observed precipitation with APHRODITE one. Then bias corrected APHRODITE precipitation (Composite APHRODITE Observation dataset) has been placed in non-observation grids. Efficiency of composite precipitation data has been determined by statistical parameters of bias, correlation and Nash-Sutcliff indices.

**Results and Discussion:** In this research the results have been evaluated at monthly and seasonal time scales. In the case of seasonal time scale, we found that the minimum APHRODITE's bias of 1.2 mm has been occurring in summer, while the maximum bias has been occurring in winter by 40.9mm. It means that the bias is high in the rainy season. Seasonal correlations were statistically acceptable in 0.05 significant levels, showing same seasonal fluctuations in APHRODITE and rain gage data. To provide seasonal composite APHRODITE-Observed precipitation gridded data set, mean seasonal bias of APHRODITE has been removed, while preserving seasonal fluctuation. The highest spatial correlation of 0.8 was detected in autumn, while it was about 0.7 for spring and winter. The minimum seasonal correlation was in summer by 0.5. There were also a good agreement between area averaged observation and APHRODITE data, when considering statistical indices of bias, Nash-Sutcliff and relative percentage errors. Results show the cumulative distribution function of APRODITE data is behind of the observed cumulative distribution function data, meaning that APHRODITE reaches its maximum earlier than observation data. This implies that APHRODITE cannot capture well the extreme monthly precipitation. Monthly correlations are approximately greater than 0.9, but the only exception is September with a correlation coefficient of 0.52. All correlations are significant in 0.05 levels. The highest

1- Assistant Professor, Climate Change Research Group, Climatological Research Institute, Mashhad, Iran
(*- Corresponding Author Email: ibabaeian@yahoo.com)
2- Researcher, Climate Change Research Group, Climatological Research Institute, Mashhad, Iran
3- Center for Hysrometeorology and Remote Sensing, Department of Civil and Environment Engineering, University of California-Irvine
4- Researcher, Atmospheric and Climatic Disaster Research Group, Climatological Research Institute, Mashhad, Iran
5- Researcher, Applied Climatology Research Group, Climatological Research Institute, Mashhad, Iran
6- Associate Professor, Atmospheric Science and Meteorological Research Center, Tehran, Iran

spatial correlation was occurred in Novembers. Monthly Nash-Sutcliff was 0.96 in monthly time series. The categorical percentage score was 94.1%. These results strongly confirm that APHRODITE precipitation data is a good option for replacement in grid cells without observations. The number of observation stations per cell is varied from 1 to 7. We found that the maximum monthly correlations occur in grid cells of 0.5×0.5 degree latitude and longitude which having at least 3 observation stations. The three-station bias has been applied to APHRODITE data, then bias-removed data has been replaced with grid cells without observations. Spatial patterns of new composite APHRODITE-observation data set has good agreement with observation in the areas having intense observation stations. They also can capture well the spatial precipitation distribution of rainy areas located in the center of basin and low rainfall areas located in the southwest of the region. The results of this research can be used in calibration of dynamical seasonal forecasting outputs, drought early warning and rain-runoff simulation.

**Keywords:** APHRODITE, Calibration, Great Karoon Basin, Khuzestan, Precipitation

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۱۰۰۰-۹۸۵

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 985-1000

# بررسی روند تغییرات دما با در نظر گرفتن ضریب هارست (مطالعه موردی: استان آذربایجان غربی)

فرشاد احمدی[1*] – محمد ناظری تهرودی[2] – رسول میرعباسی نجف آبادی[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۳/۲۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۷/۲۴

## چکیده

افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای در سال‌های گذشته با افزایش دما همراه بوده است. تغییرات دما از جمله عوامل مهم و تاثیرگذار در اقلیم هر منطقه بوده و به عنوان یکی از پارامترهای مهم مطالعات اقلیم‌شناسی همواره مطرح می‌باشد. در این مطالعه، روند درجه حرارت هوای استان آذربایجان-غربی در دو مقیاس ماهانه و سالانه با استفاده از ویرایش چهارم آزمون ناپارامتری من– کندال (MK4) مورد بررسی قرار گرفت. داده‌های مورد استفاده دمای متوسط ۲۴ ایستگاه تبخیرسنجی، در دوره آماری ۱۳۹۲–۱۳۶۰ می‌باشند. به منظور تخمین شیب خط روند، از روش تخمین‌گر شیب سن استفاده شد. نتایج نشان داد که در مقیاس سالانه، ۷۱ درصد از ایستگاه‌های مورد بررسی (۱۷ ایستگاه از ۲۴ ایستگاه منتخب)، روند افزایشی معنی‌دار را در سطح اطمینان ۱۰ درصد تجربه کرده‌اند و فقط ۷ ایستگاه (۲۹ درصد از ایستگاه‌های منتخب) افزایش معنی‌دار در سری‌های درجه حرارت هوا نداشتند. بیشترین نرخ افزایش دما در مقیاس سالانه مربوط به ایستگاه چهریق با شیب (°C/Year) ۰/۱۲ بود. در مقیاس ماهانه، تعداد ماه‌ها با روند افزایشی شش برابر تعداد ماه‌ها با روند کاهشی بود. در این بین ماه‌های بهمن و اسفند بیشترین تعداد ایستگاه با روند افزایشی را به خود اختصاص داده‌اند. همچنین با توجه به مقدار شیب سن محاسبه شده، استان آذربایجان غربی در هر سال به طور متوسط ۰/۰۵ درجه سانتی‌گراد (۱/۶۵ درجه سانتی گراد در طول دوره آماری مورد مطالعه) افزایش را در دمای سالانه تجربه کرده است.

**واژه‌های کلیدی:** آزمون من– کندال، سطح اطمینان، شیب سن، ماندگاری

## مقدمه

یکی از مباحث بسیار مهم وجالب توجه که ذهن بسیاری از کاوشگران ومحققان را به خود جلب نموده است، بحث تغییراقلیم و گرم شدن کره زمین می‌باشد. تغییر اقلیم را معادل تغییرات معنی دار آماری برای متوسط وضع آب و هوا طی یک دوره طولانی تعبیر کرده‌اند (۲۲). گرم شدن جهانی ممکن است باعث تغییرات مهمی در فرآیندهای مختلف شده و میانگین و واریانس مقادیر متغیرهایی نظیر رطوبت نسبی، بارش، تشعشع خورشیدی و غیره را می‌تواند بطور معنی‌داری تغییر دهد. درجه حرارت یکی از مهمترین شاخص‌های مورد استفاده در تغییرات اقلیمی هم در مقیاس جهانی و هم مقیاس منطقه‌ای است. بر اساس گزارش‌های علمی، متوسط دمای هوای سطح زمین طی قرن بیستم در حدود ۰/۶ درجه سانتی‌گراد افزایش یافته است و انتظار می‌رود که مقدار تبخیر نیز روندی صعودی داشته باشد. در این صورت اتمسفر قادر خواهد بود تا مقادیر بیشتری از بخارآب را جابه‌جا کند. پدیده گرمایش جهانی، می‌تواند مولفه‌های چرخه هیدرولوژیکی را تغییر داده و منابع آب جهانی را در زمان و مکان دوباره توزیع کند. این امر ممکن است موجب تشدید بیابان‌زایی در کشورهای خشک و نیمه‌خشک مثل ایران گردد (۳). لذا بررسی روند دما در مقیاس‌های مختلف زمانی و مکانی بخش بزرگی از تحقیقات اقلیم‌شناسی و مهندسی منابع آب را به خود اختصاص داده است.

پرز و همکاران (۲۰) اطلاعات دما را در بسیاری از نقاط جهان برای دوره ۱۹۵۸ تا ۱۹۸۸ تحلیل کرده و برای نیم‌کره شمالی و آتلانتیک (در نوار ۵۰–۳۰ درجه شمالی) و روند منفی را بر روی

۱ و ۲– باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، واحد ارومیه، دانشگاه آزاد اسلامی، ارومیه، ایران
۳ – استادیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
(*– نویسنده مسئول: (Email: Farshad.paper@yahoo.com
DOI: 10.22067/jsw.v31i2.56035

ایسلند، گرینلند و سواحل شرقی کانادا شامل خلیج هودسون به دست آوردند. باکس (۵) با تحلیل ۳۴ ایستگاه ساحلی و سه ایستگاه در یخچال‌های واقع در گرینلند، روند سرد شدن را در دوره ۱۹۵۵ تا ۱۹۸۴ نتیجه گرفت. ریو و همکاران (۲۱) با استفاده از داده‌های سالانه، فصلی و ماهانه ۴۷۳ ایستگاه هواشناسی در دوره آماری ۴۶ ساله روند درجه حرارت را با استفاده از آزمون من-کندال در کشور اسپانیا مورد مطالعه قرار دادند. نتایج این تحقیق نشان داد که بیش از ۶۰ درصد اسپانیا در فصول بهار و تابستان دارای روند مثبت بوده و درجه حرارت سالانه در تمام ایستگاه‌ها حدود ۰/۱ الی ۰/۲ درجه سانتی گراد افزایش داشته است. فیسچر و همکاران (۸) در مطالعه‌ای به بررسی روند تغییرات دما و بارش حوضهٔ رودخانهٔ ژوجیانگ[1] در جنوب چین پرداخته و بیان داشتند که در مقیاس سالانه دما و بارش به ترتیب روند افزایشی و کاهشی را تجربه کرده‌اند. ورجنی و تودیسکو (۲۴) با بررسی تغییرات دما در ایتالیای مرکزی، روند معنی‌داری افزایشی را در دماهای حداقل و حداکثر گزارش نمودند. یانگ و همکاران (۲۶) براساس درجه حرارت و بارش میانگین ماهانه ۵۳ ساله در حوضه رودخانه ژانگوینان[2] چین و پنج ایستگاه هواشناسی اطراف آن با استفاده از آزمون من- کندال روند این عوامل را مورد بررسی قرار داده و روند کاهشی معنی‌دار در بارندگی سالانه و روند صعودی دما را در فصول تابستان و بهار گزارش نمودند. طبری و حسین‌زاده (۲۳) روند درجه حرارت ماکزیمم و مینیمم دمای سالانه، فصلی و ماهانه را در ۱۹ ایستگاه سینوپتیک واقع در مناطق خشک و نیمه خشک ایران در دوره آماری ۳۰ ساله با استفاده از آزمون من-کندال مورد مطالعه قرار دادند. نتایج نشان داد که درجه حرارت ماکزیمم و مینیمم سالانه به ترتیب ۰/۰۹ و ۰/۴۴۴ درجه سلسیوس در هر دهه افزایش داشته است. مارتینز و همکاران (۱۷) تغییرات روند متوسط درجه حرارت ایالت فلوریدای آمریکا را در دو دوره زمانی ۲۰۰۹-۱۸۹۵ و ۲۰۰۹-۱۹۷۰ با استفاده از آزمون من- کندال مورد بررسی قرار دادند. نتایج حاکی از آن است که در هر دو دوره مورد مطالعه دما روند صعودی را در این ایالت تجربه کرده است. وانگ و همکاران (۲۵) روند تغییرت سالانه دما و بارش را در طی پنجاه سال برای منطقه لوئس پلاتیو[3] در چین مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که میانگین سالانه درجه حرارت منطقه مورد مطالعه $1/19^{o}C$ در پنجاه سال گذشته افزایش و میزان بارندگی ( $29/11(mm/50year$ کاهش یافته است. کوثری و همکاران (۱۳) تغییرات درجه حرارت بیشینه را در ۳۲ ایستگاه سینوپتیک کشور در دوره ۲۰۰۵-۱۹۶۰ با استفاده از آزمون من- کندال مورد بررسی قرار دادند. نتایج حاکی از آن است که در ماه‌ها و فصل‌های گرم سال روند افزایشی معنی‌دار در کل کشور وجود دارد و به طور کلی در مقیاس سالانه تقریبا پنجاه درصد ایستگاه‌ها دارای روند افزایشی بودند. گوجیک و تراجکویچ (۹) روند تغییرات دمای فصلی و سالانه سیبری را با استفاده از آزمون من- کندال مورد مطالعه قرار دادند. نتایج به دست آمده بیانگر آن است که درجه حرارت فصلی و سالانه از روند صعودی معنی‌دار برخوردار است. موندال و همکاران (۱۹) روند تغییرات ۱۰۷ ساله دما را با استفاده از آزمون من- کندال در کشور هند مورد بررسی قرار داده و گزارش نمودند که در منطق مختلف هند دما روندی رو به افزایش داشته و بیشترین مقدار افزایش دما در فصل زمستان به وقوع پیوسته است. کالویرو (۶) روند تغییرات دما را در کشور نیوزیلند با استفاده آزمون من- کندال بررسی کرده و بیان داشتند که در فصل‌های پاییز و زمستان دماهای حداقل و حداکثر روند افزایشی داشته و میزان افزایش در دماهای بیشینه بیشتر از دماهای کمینه بوده است.

برای بررسی وجود روند در سری‌های هیدرولوژیکی اغلب از روش‌های ناپارامتری استفاده می‌شود. آزمون‌های ناپارامتری[4] برای سری داده‌هایی که توزیع آماری آنها نرمال نیست یا دارای داده‌های بریده شده باشند، مناسب‌تر هستند (۱۸). شرط استفاده از این آزمون-ها، عدم وجود ضریب خودهمبستگی معنی‌دار در سری‌زمانی داده‌ها می‌باشد (۱۲). در صورتی که در داده‌های مورد بررسی ضرایب خودهمبستگی معنی‌دار وجود نداشته باشد می‌توان از ویرایش اول آزمون من- کندال (MK) استفاده نمود. بسیاری از محققان نظیر عبدالعزیز و برن (۱) و عبقری و همکاران (۲) به بررسی اثر ضرایب خوهمبستگی در تعیین روند متغیرهای هیدرولوژیکی پرداخته و باحذف اثر خودهمبستگی معنی‌دار مرتبه اول، آزمون من- کندال را اصلاح نموده و به اصطلاح آن را ویرایش دوم آزمون MK یا MK2 نامیدند. حامد و رائو (۱۱) اثر کلیه ضرایب خودهمبستگی را مورد ارزیابی قرار داده و با حذف اثر تمامی ضرایب خودهمبستگی معنی‌دار، حالت کلی-تری از آزمون MK2 را با نام آزمون من- کندال اصلاح شده[5] (MMK) ارائه نمودند. چنانچه سری‌هیدرولوژیکی مورد بررسی از حافظه بلند مدت[6] برخوردار باشد، در این صورت استفاده از ویرایش-های قبلی آزمون من- کندال می‌تواند به صورت غیرواقعی مقدار روند را بزرگ و یا کوچک نشان دهد (۲۷). همچنین کویوتسیانیس و مونتاری (۱۵) نشان دادند که اثر پدیده هاراست[7] می‌تواند نتایج حاصل از آزمون من- کندال را با عدم اطمینان همراه سازد. از این رو کومار و همکاران (۱۶) آزمون MK را با توجه به حافظه بلند مدت و اثر پدیده هاراست اصلاح نموده و ویرایش چهارم آزمون من- کندال را تحت

1 - Zhujiang
2 - Zhangweinan
3 - Loess Plateau

4 - Non parametric
5 - Modified Mann-Kendall Test
6 - Long-Term Persistence
7 - Hurst phenomenon

عنوان MK4 معرفی نمودند. با توجه به پیشینه پژوهش مشاهده می-شود که تاکنون روند تغییرات دمای استان آذربایجان غربی با درنظر گرفتن حافظه بلند مدت سری مورد نظر و پدیده هارست مورد بررسی واقع نشده است. بنابراین هدف از مطالعه حاضر بررسی جامع روند تغییرات دمای استان اذربایجان غربی با استفاده از ویرایش چهارم آزمون من- کندال یا MK4 می‌باشد.

## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

استان آذربایجان غربی با احتساب دریاچهٔ ارومیه حدود ۴۳۶۶۰ کیلومتر مربع مساحت دارد. این استان که در شمال غرب ایران است، ۲/۶۵ درصد از مساحت کل کشور را تشکیل می‌دهد و بین ۳۵ درجه و ۵۸ دقیقه تا ۳۹ درجه و ۴۶ دقیقه عرض شمالی ( از خط استوا) و ۴۴ درجه و ۳ دقیقه تا ۴۷ درجه و ۲۳ دقیقه طول شرقی ( از نصف النهار گرینویچ) قرار گرفته است. براساس ساختار طبیعی استان، اکوسیستم‌های ویژه‌ای از ترکیب گیاهان در سطوح مختلف پوشش گیاهی در اشکورهای مختلف توپوگرافیک به وجود آمده است که اهم آنها به شکل جنگل‌ها و مراتع خودنمایی می‌کنند. در فصل زمستان ارتفاعات و نواحی بالاتر از ۳۰۰۰ متر در زیر قشر ضخیمی از برف فرو می‌رود و قلل کوه‌ها، این برف‌ها را تا سال بعد محفوظ نگه می‌دارد. همچنین در دامنه های بین ۱۰۰۰ تا ۲۰۰۰ متری که از بادهای تند شمال محفوظ مانده است، به مقدار کافی باران می‌بارد. در این مطالعه به منظور بررسی روند تغییرات دمای استان آذربایجان غربی از داده-های طولانی مدت دمای حاصل از ایستگاه‌های تبخیرسنجی در دوره آماری ۱۳۹۲- ۱۳۶۰ در دو مقیاس زمانی ماهانه و سالانه استفاده گردید. از مجموع ۴۲ ایستگاه تبخیرسنجی، در نهایت ۲۴ ایستگاه با دارا بودن آمار مناسب برای انجام این مطالعه انتخاب شدند. موقعیت مکانی ایستگاه‌های منتخب در شکل ۱ ارائه شده است. همچنین فهرست ایستگاه‌های منتخب و مشخصات آنها نیز در جدول ۱ ارائه شده است.

### روش های مورد استفاده

هدف از آزمون روند این است که وجود و یا عدم وجود سیر صعودی یا نزولی در سری داده‌ها مشخص گردد. با توجه به اینکه در روش‌های پارامتری[1] فرضیاتی نظیر نرمال بودن، ایستایی و مستقل بودن متغیرها وجود داشته و این فرضیات اغلب برای متغیرهای هیدرولوژیکی اعتبار ندارد، از روش ناپارامتری من– کندال که کاربرد بیشتری در مطالعات هواشناسی و هیدرولوژی دارد، می‌توان استفاده کرد. در ضمن روش‌های ناپارامتری جهت بررسی روند نسبت به روش‌های پارامتری حساسیت کمتری به مقادیر حدی دارند. همچنین آزمون ناپارامتری را می‌توان برای سری‌زمانی داده‌ها، بدون در نظر گرفتن خطی یا غیرخطی بودن روند به کار برد (۳). به طور کلی آزمون من- کندال دارای چهار ویرایش می‌باشد که توسط دین پژوه و همکاران (۷) شرح داده شده است. در این مطالعه از ویرایش چهارم این آزمون استفاده شد که در ادامه شرح داده می‌شود.

### آزمون MK1 (من کندال مرسوم)

برای انجام آزمون MK1 ابتدا آماره $S$ به شرح زیر بدست می آید:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^{n} \operatorname{sgn}\left(x_j - x_i\right) \qquad (۱)$$

که در آن $x_j$ مقدار داده $j$ ام، $n$ طول سری داده ها و $\operatorname{sgn}(\theta)$ تابع علامت است که بصورت زیر تعیین می شود:

$$\operatorname{sgn}(\theta) = \begin{cases} 1 & if \quad \theta > 0 \\ 0 & if \quad \theta = 0 \\ -1 & if \quad \theta < 0 \end{cases} \qquad (۲)$$

به ازای $n \geq 8$ آماره $S$ دارای توزیع نرمال بوده و میانگین و واریانس آن بشرح زیر است:

$$E(S) = 0 \qquad (۳)$$

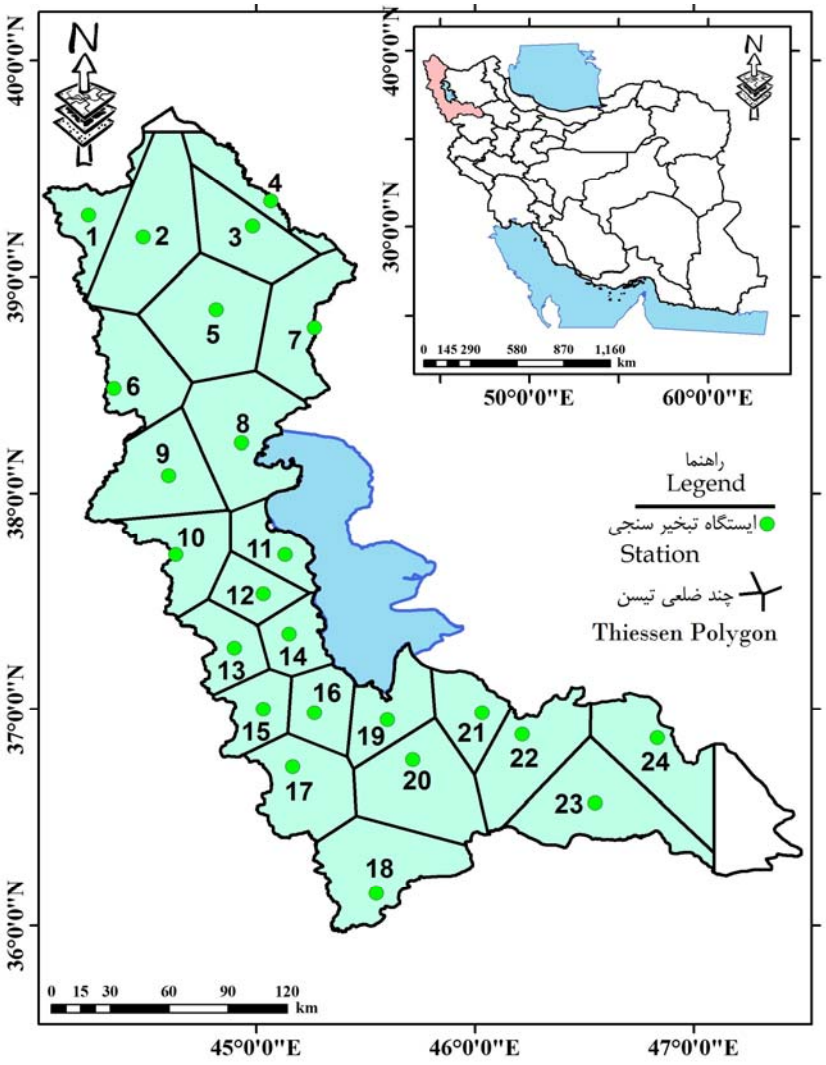
$$V(S) = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^{n} t_i(t_i-1)(2t_i+5)}{18} \qquad (۴)$$

که در آن $t_i$ تعداد داده های یکسان در دسته $i$ ام می باشند. آماره آزمون MK یا $Z$ بشرح زیر محاسبه می‌شود:

$$Z = \begin{cases} \dfrac{S-1}{\sqrt{Var(S)}} & S > 0 \\ 0 & S = 0 \\ \dfrac{S+1}{\sqrt{Var(S)}} & S < 0 \end{cases} \qquad (۵)$$

در مطالعه حاضر فرض صفر (عدم وجود روند) به شرط $-Z_{1-\alpha/2} \leq Z \leq Z_{1-\alpha/2}$ پذیرفته می شد و در غیر اینصورت این فرض رد و فرض مخالف (وجود روند در سطح معنی داری $\alpha$) پذیرفته می شد.

1- Parametric




**شکل ۱- موقعیت مکانی ایستگاه‌های منتخب.**

**Figure 1- The location of the selected station.**

**آزمون MK4 (من- کندال با لحاظ کردن اثر ضریب هارست)**

این روش نیز توسط کومار و همکاران (۱۶) شرح داده شده است. در این روش اثر دوام (ماندگاری[1]) بلند مدت روی روند با لحاظ کردن ضریب هارست در نظر گرفته می شود و شامل مراحل زیر می باشد (۱۰):

۱- محاسبه ضریب هارست ( $H$ )

الف) در محاسبه ضریب هارست، $H$، ابتدا سری های زمانی داده های جدید $x_i'$ با استفاده از رابطه (۶) بدست می آید.

$$x_i' = x_i - (\beta \times i) \quad (۶)$$

در رابطه فوق $x_i'$ سری جدید، $x_i$ سری اولیه، $\beta$ شیب خط روند و $i$ ضریب خودهمبستگی می‌باشد.

ب) متغیر استاندارد نرمال برای هر مشاهده با استفاده از رتبه ( $R$ ) سری داده های مربوط به $x_i'$ با استفاده از رابطه زیر بدست می آید:

$$Z_i = \phi^{-1}\left(\frac{R_i}{n+1}\right) \quad (۷)$$

که در آن $R_i$ رتبه سری داده های جدید، $n$ تعداد داده های سری زمانی موردنظر و $\phi^{-1}(.)$ وارون تابع توزیع نرمال استاندارد با میانگین صفر و انحراف معیار یک می باشد.

ج) ماتریس همبستگی برای یک ضریب هارست معین، $H$،

1- Persistence

بصورت زیر تعریف می شود:

**جدول ۱- مشخصات ایستگاه‌های منتخب در دوره آماری ۱۳۹۲- ۱۳۶۰.**

**Table 1- Characteristics of selected stations in the period of 1981-2013.**

| کد Code | ایستگاه Stations | ارتفاع (متر) Elv. (m) | طول جغرافیایی Long. | عرض جغرافیایی Latt. | کد Code | ایستگاه Stations | ارتفاع (متر) Elv. (m) | طول جغرافیایی Long. | عرض جغرافیایی Lat. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | حالحال Halhal | 2050.00 | 44.23 | 39.28 | 13 | هاشم‌آباد Hashem Abad | 1570.00 | 44.90 | 37.28 |
| 2 | بارون Baron | 1740.00 | 44.48 | 39.18 | 14 | قاسملو Qasemlu | 1380.00 | 45.15 | 37.35 |
| 3 | بهلول آباد Bahlol Abad | 900.00 | 44.98 | 39.23 | 15 | پی قلعه Pey Ghale | 1500.00 | 45.03 | 37.00 |
| 4 | پلدشت Poldasht | 810.00 | 45.07 | 39.35 | 16 | پیه جیک Pie Jack | 1375.00 | 45.27 | 36.98 |
| 5 | قرول Ghrol | 1290.00 | 44.82 | 38.85 | 17 | درابکا Derebka | 1430.00 | 45.17 | 36.73 |
| 6 | رازی Razi | 1980.00 | 44.35 | 38.48 | 18 | بریسو Beriso | 1000.00 | 45.55 | 36.15 |
| 7 | مظفرآباد Mozafar Abad | 970.00 | 45.27 | 38.77 | 19 | مهماندار Mehmandar | 1350.00 | 45.60 | 36.95 |
| 8 | یالقوزآغاج Yalghozagaj | 1300.00 | 44.93 | 38.23 | 20 | پل سرخ Pole Sorkh | 1350.00 | 45.72 | 36.77 |
| 9 | چهریق علیا Chehriq | 1600.00 | 44.60 | 38.08 | 21 | تازه کند Taze Kand | 1290.00 | 46.03 | 36.98 |
| 10 | سرو Sero | 1640.00 | 44.63 | 37.72 | 22 | نوروزلو Norozlu | 1330.00 | 46.22 | 36.88 |
| 11 | آباجالو Abajalo | 1290.00 | 45.13 | 37.72 | 23 | شهید کاظمی Shahid kazemi | 1437.00 | 46.55 | 36.57 |
| 12 | کمپ ارومیه Urmia Camp | 1381.00 | 45.03 | 37.53 | 24 | باداملو Badamlu | 2120.00 | 46.83 | 36.87 |

$$C_n(H)=[\rho_{|j-i|}], \quad for \quad i=1:n, \quad j=1:n \qquad (۸)$$

که در آن

$$\rho_l=\frac{1}{2}\left(|l+1|^{2H}-2|l|^{2H}+|l-1|^{2H}\right) for \quad l>1 \qquad (۹)$$

که در آن $\rho_l$ تابع خودهمبستگی با تأخیر $l$ برای $H$ معین بوده و مستقل از مقیاس سری زمانی می باشد (۱۴).

د) مقدار $H$ با بیشینه کردن تابع لگاریتم درستنمایی $H$ که به شرح زیر تعریف می شود، بدست می آید (۱۰).

$$\log L(H)=-\frac{1}{2}\log|C_n(H)|-\frac{Z^T[C_n(H)]^{-1}Z}{2\gamma_0} \qquad (۱۰)$$

که در آن $|C_n(H)|$ و $[C_n(H)]^{-1}$ به ترتیب دترمینان و وارون ماتریس همبستگی $[C_n(H)]$، $Z^T$ ترانهاده بردار مربوط به سری $Z_i$ است که از رابطه (۷) بدست می‌آید و $\gamma_0$ واریانس سری $Z_i$ می باشند. معادله (۱۰) را می توان بطور عددی برای مقادیر مختلف $H$ حل نموده و مقداری از $H$ که تابع $\log L(H)$ را بیشینه می کند، بدست آورد. در این مطالعه، مقدار $\log L(H)$ برای مقادیر $H$ از ۰/۵۰ تا ۰/۹۸ با گام افزایشی ۰/۰۱ محاسبه شد و $H$ نظیر بیشترین مقدار $\log L(H)$ بدست آمد.

۲- سطح معنی داری $H$ با استفاده از میانگین ( $\mu_H$ ) و انحراف معیار ( $\sigma_H$ ) تعیین شد (تا معلوم شود که آیا مقدار $H$ بدست آمده در مرحله اول بطور معنی داری با مقدار ۰/۵ تفاوت دارد یا خیر)، زمانیکه $H=0.5$ (توزیع نرمال) باشد میانگین و انحراف معیار ضریب هارست از روابط زیر بدست می آیند (۱۶):

$$\mu_H=0.5-2.87n^{-0.9067} \qquad (۱۱)$$

$$\sigma_H=0.77654n^{-0.5}-0.0062 \qquad (۱۲)$$

که در رابطه فوق n تعداد داده‌ها می‌باشد.

در این مطالعه سطح معنی داری ۱۰ درصد برای تعیین $H$ معنی دار استفاده گردید. برای این کار آماره $z_{cal}$ بشرح زیر محاسبه شد:

$$z_{cal} = \frac{H - \mu_H}{\sigma_H} \quad (۱۳)$$

چنانچه $z_{cal}$>۱/۶۵ شود، $H$ در سطح معنی داری ۱۰ درصد، معنی دار فرض می شود، در غیر اینصورت $H$ غیر معنی دار در نظر گرفته می شود.

۳- محاسبه واریانس: اگر $H$ معنی دار باشد، واریانس $S$ برای $H$ معین از رابطه زیر محاسبه می شود (۱۱):

$$V(S)^{H'} = \sum_{i<j}\sum_{k<l}\frac{2}{\pi}\sin^{-1}\left(\frac{\rho|j-l|-\rho|i-l|-\rho|j-k|+\rho|i-k|}{\sqrt{(2-2\rho|i-j|)(2-2\rho|k-l|)}}\right) \quad (۱۴)$$

که در آن مقدار $\rho_l$ از معادله (۸) به ازای یک ضریب $H$ معین محاسبه می گردد. چون $H$ از سری داده‌های معین برآورد می شود، مقدار بدست آمده برای $V(S)^{H'}$ یک برآورد اریب دار می‌باشد. برای بدست آوردن یک برآورد ناریب از کمیت $V(S)^{H'}$، مقدار بدست آمده از رابطه (۱۴) در یک ضریب تصحیح $B$ به شرح زیر ضرب می شود (حامد، ۲۰۰۸):

$$V(S)^{H} = V(S)^{H'} \times B \quad (۱۵)$$

که در آن $B$ تابعی از مقادیر $H$ و $n$ است که به صورت زیر تعریف شده است (۱۱ و ۱۶):

$$B = a_0 + a_1 H + a_2 H^2 + a_3 H^3 + a_4 H^4 \quad (۱۶)$$

که در آن

$$a_0 = \frac{1.0024n - 2.5681}{n + 18.6693} \quad (۱۷)$$

$$a_1 = \frac{-2.2510n + 157.2075}{n + 9.2245} \quad (۱۸)$$

$$a_2 = \frac{15.340n - 188.6140}{n + 5.8917} \quad (۱۹)$$

$$a_3 = \frac{-31.4258n + 549.8599}{n - 1.1040} \quad (۲۰)$$

$$a_4 = \frac{20.7988n - 419.0402}{n - 1.9248} \quad (۲۱)$$

معنی داری آماره $Z$ آزمون مان کندال با استفاده از $V(S)^{H}$ بجای $V(S)$ در معادله (۴) مورد آزمون قرار می گیرد.

### ۲-۳- شیب خط روند با روش تخمین‌گر Sen

در آزمون MK شیب خط روند، $\beta$، با روش تخمین‌گر Sen از رابطه ناپارامتری زیر بدست می‌آید:

$$\beta = Median\left(\frac{x_j - x_l}{j - l}\right) \quad \forall l < j \quad (۲۲)$$

که در آن $\beta$ برآوردگر شیب خط روند و $x_l$ مقدار مشاهده $l$ام می باشد. مقادیر مثبت (منفی) $\beta$ نشان دهنده روند افزایشی (کاهشی) در سری داده‌هاست (۳). در این مطالعه برای تمام روش های مورد مطالعه برنامه‌ای در زبان Matlab نوشته و اجرا گردید.

## نتایج و بحث

مقادیر آماره Z حاصل از آزمون MK4 به منظور تحلیل روند تغییرات دمای استان آذربایجان‌غربی در دو مقیاس زمانی ماهانه و سالانه محاسبه و نتایج حاصل در جداول ۲ و ۳ ارائه گردیده است. در صورتی که آماره Z محاسباتی مثبت باشد، روند دما افزایشی و در غیر این صورت کاهشی خواهد بود. لازم به ذکر است که در این جداول ارقام پررنگ نشان دهنده معنی‌داری روند بوده و سطح اطمینان مورد بررسی نیز ۱۰ درصد می‌باشد. همچنین واحد شیب سن ارائه شده در این جداول $^{o}C/yr$ می‌باشد. در ادامه وضعیت روند تغییرات دمای استان آذربایجان غربی با استفاده از ویرایش چهارم آزمون من- کندال به تفکیک هر ایستگاه ارائه می‌شود.

**ایستگاه حالحال:** با توجه به نتایج ارائه شده در جدول ۲ برای ایستگاه حالحال، می‌توان نتیجه گرفت که این ایستگاه در ماه‌های مهر، آبان، بهمن، اسفند و شهریور روند افزایشی معنی‌دار در دما را داشته است. در سایر ماه‌ها نیز روند تغییرات دما افزایشی غیرمعنی‌دار بوده است. بیشترین مقدار افزایش دما نیز براساس شیب سن ارائه شده متعلق به ماه‌های بهمن و اسفند و برابر با ۰/۱۵ درجه سانتی‌گراد در هر سال می‌باشد. در مقیاس سالانه نیز روند تغییرات ایستگاه مورد مطالعه افزایشی معنی‌دار به دست آمد.

**ایستگاه بارون:** نتایج آزمون MK4 ارائه شده در جدول ۲ برای ایستگاه بارون نشان می‌دهد که این ایستگاه در مقیاس ماهانه و در ماه‌های مهر، آبان، بهمن، اسفند و شهریور روند افزایشی معنی‌دار در دما را تجربه کرده و در سایر ماه‌ها نیز روند تغییرات دما افزایشی غیر معنی‌دار می‌باشد. در این بین فقط در ماه اردیبهشت روند کاهشی غیرمعنی‌دار در دمای ایستگاه مورد بررسی رخ داده است. با توجه به اینکه در مقیاس ماهانه روند افزایشی دما مشهود است از این رو مقیاس سالانه نیز روند افزایشی معنی‌دار در دما را نشان داده و در دوره آماری مورد مطالعه (۱۳۹۲-۱۳۶۰ برابر با ۳۳ سال) با توجه به مقدار شیب سن، افزایشی برابر با ۱/۶۴ درجه سانتی‌گراد را تجربه کرده است.

**ایستگاه بهلول آباد:** براساس نتایج حاصل از آزمون MK4 ارائه شده در جدول ۲، چنین استنباط می‌شود که در ایستگاه بهلول آباد روند تغییرات دما در شش ماه از سال (مهر، آبان، بهمن، اسفند، اردیبهشت و خرداد) افزایشی معنی‌دار بوده و در سایر ماه‌ها (به جز دی ماه) نیز دما روند افزایشی غیرمعنی‌دار داشته است. با توجه به مقدار شیب سن محاسبه شده، بیشترین مقدار افزایش در دمای ماهانه

مربوط به ماه اسفند (برابر با ۰/۱۶ درجه سانتی‌گراد در هر سال) می‌باشد. در مقیاس سالانه نیز روند تغییرات دمای ایستگاه مورد مطالعه افزایشی معنی‌دار به دست آمد.

**ایستگاه پلدشت:** با توجه به مقادیر آماره Z ارائه شده در جدول ۲، مشاهده می‌شود که ایستگاه پلدشت نیز شرایطی مشابه با ایستگاه بهلول آباد داشته و در شش ماه از سال (مهر، آبان، اسفند، تیر، مرداد و شهریور) روند تغییرات دمای ایستگاه مورد نظر افزایشی معنی‌دار می‌باشد. همچنین در سایر ماه‌ها نیز (به جز دی ماه) روند تغییرات دما افزایشی است. سری سالانه نیز از مقیاس ماهانه تاثیر پذیرفته و روند افزایشی در دما را نشان می‌دهد. همچنین براساس شیب سن، ایستگاه پلدشت در هر سال افزایشی معادل با ۰/۰۶ درجه سانتی‌گراد را تجربه کرده است.

**ایستگاه قرول علیا:** نتایج حاصل از آزمون من- کندال برای ایستگاه قرول علیا، در جدول ۲ ارائه شده است. با توجه به این جدول مشاهده می‌شود که ایستگاه مورد مطالعه در ماه‌های بهمن و اسفند روند افزایشی معنی‌دار و در ماه مرداد روند کاهشی معنی‌دار را در دما تجربه کرده است. همچنین در ماه‌های مهر، آبان، دی، فروردین، اردیبهشت و خرداد تغییرات دما افزایشی غیرمعنی‌دار و در ماه‌های آذر، تیر و شهریور کاهشی غیرمعنی‌دار می‌باشد. براساس آماره Z ارائه شده در جدول ۲ تغییرات دمای سالانه ایستگاه قرول علیا افزایشی اما، غیرمعنی‌دار می‌باشد.

**ایستگاه رازی:** با توجه به مقادیر آماره Z ارائه شده در جدول ۲، مشاهده می‌شود که این ایستگاه در ماه‌های بهمن، اسفند، خرداد، مرداد و شهریور روند افزیشی معنی‌دار در دما را تجربه کرده و در سایر ماه‌ها (به جز فروردین و اردیبشهت) نیز تغییرات موجود افزایشی غیرمعنی‌دار می‌باشد. براساس مقدار شیب سن ارائه شده ایستگاه رازی بیشترین افزایش را در ماه‌های بهمن و اسفند (برابر با ۲/۶۴ درجه سانتی‌گراد در ۳۳ سال گذشته) داشته است. همچنین در مقیاس سالانه نیز تغییرات دما این ایستگاه صعودی و معنی‌دار می‌باشد.

**ایستگاه مظفرآباد:** با توجه به نتایج ارائه شده در جدول ۲ می‌توان چنین استنباط کرد که تغییرات دمای ایستگاه مظفرآباد چندان زیاد نبوده و فقط در دو ماه از سال (اسفند و مرداد) مقدار دما به صورت معنی‌دار افزایش یافته است. در سایر ماه‌ها تلفیقی از روند افزایشی و کاهشی مشاهده شده و در مقیاس سالانه نیز تغییرات دما افزایشی غیرمعنی‌دار می‌باشد.

**ایستگاه یالقوزآغاج:** براساس نتایج حاصل از آزمون MK4 ارائه شده در جدول ۲ مشاهده می‌شود که تغییرات دمای این ایستگاه در مقیاس ماهانه بسیار شدید بوده و در نه ماه از سال (مهر، بهمن، اسفند، فروردین، اردیبهشت، خرداد، تیر، مرداد و شهریور) روند دما افزایش معنی‌دار می‌باشد. فقط در سه ماه آبان، آذر و دی دما تغییرات معنی‌داری نداشته است. سری سالانه دما نیز در ایستگاه مورد مطالعه از مقیاس ماهانه تاثیر پذیرفته و روند افزایشی معنی‌دار را تجربه کرده است. با توجه به مقدار شیب سن به دست آمده در ۳۳ سال گذشته دمای سالانه این ایستگاه ۱/۹۸ درجه سانتی‌گراد افزایش را نشان می‌دهد.

**ایستگاه چهریق:** نتایج بررسی روند تغییرات دمای ایستگاه چهریق علیا با استفاده از آزمون MK4 در جدول ۲ ارائه شده است. با توجه به این جدول می‌توان چنین نتیجه‌گیری کرد که این ایستگاه در ماه‌های مهر، بهمن، اسفند، تیر، مرداد و شهریور افزایش معنی‌دار در دما را داشته است. همچنین در سایر ماه‌ها نیز تغییرات دما افزایشی غیرمعنی‌دار به دست آمد. در مقیاس ماهانه بیشترین مقدار افزایش دما براساس شیب سن محاسبه شده، مربوط به ماه اسفند (۰/۱۰ درجه سانتی‌گراد در هر سال) می‌باشد. سری سالانه دمای ایستگاه چهریق علیا نیز روند افزایشی معنی‌دار در دما را به مانند مقیاس ماهانه تجربه کرده است.

**ایستگاه سرو:** با توجه به نتایج ارائه شده در جدول ۲ مشاهده می‌شود که ایستگاه سرو نیز تغییرات شدید در دمای ماهانه را تجربه کرده و در ۱۰ ماه از سال (مهر، آبان، بهمن، اسفند، فروردین، اردیبهشت، خرداد، تیر، مرداد و شهریور) دما در ای ایستگاه به صورت معنی‌دار رشد داشته است. بیشترین میزان افزایش دما نیز با توجه به شیب سن محاسبه شده در ماه بهمن به وقوع پیوسته و در هر سال به مقدار ۰/۲۰ درجه سانتی‌گراد به دمای آن افزوده شده است. تغییرات سالانه دما در ایستگاه سرو نیز افزایشی معنی‌دار به دست آمد.

**ایستگاه آباجالو:** نتایج به دست آمده از آزمون MK4 نشان می‌دهد که ایستگاه آباجالو در ماه‌های مهر، بهمن، اسفند، فروردین، اردیبهشت، خرداد، تیر، مرداد و شهریور افزایش معنی‌دار در دما را تجربه کرده و در ماه‌های آذر و دی رشد منفی غیرمعنی‌دار داشته است. براساس شیب سن به دست آمده، بالاترین میزان افزایش در دمای ماهانه این ایستگاه در ماه اسفند (معادل با ۰/۱۳ درجه سانتی‌گراد در هرسال) به وقوع پیوسته است. مقیاس سالانه نیز رشد مثبت معنی‌دار داشته و در ۳۳ سال گذشته به میزان ۱/۶۴ درجه سانتی‌گراد به دمای آن افزوده شده است.

**ایستگاه کمپ ارومیه:** با استناد به نتایج آزمون MK4 ارائه شده در جدول ۲ برای ایستگاه کمپ ارومیه می‌توان بیان داشت که این ایستگاه درماه‌های مهر، بهمن، اسفند، اردیبهشت، خرداد، تیر و شهریور با رشد معنی‌دار دما مواجه بوده و در سایر ماه‌ها (به جز ماه‌های آذر و اردیبهشت) نیز روند تغییرات دما افزایشی غیرمعنی‌دار است. ایستگاه کمپ ارومیه در مقیاس سالانه روند روبه رشد معنی‌دار در دما را دارست.

**ایستگاه هاشم آباد:** این ایستگاه با توجه به جدول ۳ تلفیقی

از روند افزایشی و کاهشی را در دوره آماری مورد مطالعه تجربه کرده است. ایستگاه هاشم آباد در ماه آبان روند کاهشی و در ماه‌های بهمن و تیر روند افزایشی معنی‌دار در دما داشته است. بیشترین و کمترین مقدار رشد دما با توجه به شیب سن محاسبه شده به ترتیب در ماه‌های بهمن (برابر با ۲/۶۴ درجه سانتی‌گراد در ۳۳ سال گذشته) و آبان (۱/۶۵- درجه سانتی‌گراد در ۳۳ سال گذشته) رخ داده است. با توجه به اینکه در اکثر ماه‌های سال روند افزایشی غالب بود، از این رو سری سالانه ایستگاه هاشم آباد نیز رشدی معنی‌دار داشته است.

**ایستگاه قاسملو:** براساس نتایج حاصل از آزمون MK4 (جدول ۳)، متغیر دما در ایستگاه قاسملو در تمامی ماه‌های سال روند صعودی داشته است. افزایش دما در ماه‌های بهمن، اسفند، خرداد، تیر، مرداد و شهریور معنی‌دار بوده و در سایر ماه‌ها تغییر موجود غیرمعنی‌دار می‌باشد. در مقیاس سالانه نیز روند تغییرات دما افزایشی و معنی‌دار به دست آمده و با توجه به شیب سن ارائه شده دمای این ایستگاه در ۳۳ سال گذشته رشدی برابر با ۱/۶۵ درجه سانتی‌گراد را تجربه کرده است.

**ایستگاه پی‌قلعه:** با توجه به نتایج آزمون MK4 ارائه شده در جدول ۳ برای ایستگاه پی‌قلعه می‌توان بیان داشت که این ایستگاه درماه‌های بهمن، اسفند، تیر و شهریور با رشد معنی‌دار دما مواجه بوده و در سایر ماه‌ها تلفیقی از روند افزایشی و کاهشی غیرمعنی‌دار داشته است. روند تغییرات دما در مقیاس سالانه ایستگاه پی‌قلعه افزایشی غیرمعنی‌دار به دست آمد.

**ایستگاه پیه‌جک:** نتایج حاصل از آزمون MK4 حاکی از آن است که ایستگاه پیه‌جک در ماه‌های بهمن، اسفند، اردیبهشت، خرداد، مرداد و شهریور افزایش معنی‌دار در دما را تجربه کرده و در ماه‌های آبان، آذر و دی رشد منفی غیرمعنی‌دار داشته است. براساس شیب سن محاسبه شده بالاترین میزان افزایش در دمای ماهانه این ایستگاه در ماه بهمن (معادل با ۰/۱۳ درجه سانتی‌گراد در هرسال) به وقوع پیوسته است. مقیاس سالانه ایستگاه پیه جک نیز رشد مثبت معنی‌دار داشته و در ۳۳ سال گذشته به میزان ۱/۰۰ درجه سانتی‌گراد به دمای آن افزوده شده است.

**ایستگاه درابکا:** براساس نتایج حاصل از آزمون MK4 ارائه شده در جدول ۳، چنین استنباط می‌شود که در ایستگاه درابکا روند تغییرات دما در هفت ماه از سال (مهر، آبان، بهمن، اسفند، فروردین، مرداد و شهریور) افزایشی معنی‌دار بوده و در سایر ماه‌ها (به جز دی ماه) نیز دما روند افزایشی غیرمعنی‌دار داشته است. با توجه به مقدار شیب سن ارائه شده، بیشترین مقدار افزایش در دمای ماهانه مربوط به ماه اسفند (برابر با ۰/۱۵ درجه سانتی‌گراد در هر سال) می‌باشد. در مقیاس سالانه نیز روند تغییرات دمای ایستگاه مورد مطالعه افزایشی معنی‌دار به دست آمد.

**ایستگاه بریسو:** نتایج آزمون MK4 ارائه شده در جدول ۳ برای ایستگاه بریسو نشان می‌دهد که این ایستگاه در مقیاس ماهانه و در ماه‌های مهر، بهمن و اسفند روند افزایشی معنی‌دار در دما را تجربه کرده و در سایر ماه‌ها نیز روند تغییرات دما تلفیقی از افزایش و کاهش بوده است. با توجه به اینکه در مقیاس ماهانه تغییرات دما چندان شدید نبوده از این رو سری سالانه دما نیز دستخوش تغییرات معنی‌دار نگردیده است.

**ایستگاه مهماندار:** براساس نتایج حاصل از آزمون MK4 ارائه شده در جدول ۳ مشاهده می‌شود که تغییرات دمای این ایستگاه در مقیاس ماهانه قابل توجه بوده و در هفت ماه از سال (مهر، بهمن، اسفند، فروردین، اردیبهشت، مرداد و شهریور) روند دما افزایش معنی‌دار می‌باشد. در سایر ماه‌ها نیز دما تغییرات معنی‌داری نداشته است. سری سالانه دما در ایستگاه مورد مطالعه از مقیاس ماهانه تاثیر پذیرفته و روند افزایشی معنی‌دار را تجربه کرده است. با توجه به مقدار شیب سن به دست آمده در ۳۳ سال گذشته دمای سالانه این ایستگاه ۲/۳۱ درجه سانتی‌گراد افزایش را نشان می‌دهد.

**ایستگاه پل سرخ:** با توجه به نتایج ارائه شده در جدول ۳ می‌توان چنین استنباط کرد که تغییرات دمای ایستگاه پل سرخ چندان زیاد نبوده و فقط در سه ماه از سال (بهمن، اسفند و مرداد) مقدار دما به صورت معنی‌دار افزایش یافته است. در سایر ماه‌ها تلفیقی از روند افزایشی و کاهشی مشاهده شده و در مقیاس سالانه نیز تغییرات دما افزایشی غیرمعنی‌دار به دست آمد.

**ایستگاه تازه کند:** با توجه به مقادیر آماره Z ارائه شده در جدول ۳، مشاهده می‌شود که ایستگاه تازه کند در ماه‌های مهر، بهمن، اسفند، فروردین، اردیبهشت، مرداد و شهریور روند افزایشی در دما داشت است. همچنین در سایر ماه‌ها نیز (به جز دی ماه) روند تغییرات دما افزایشی غیرمعنی‌دار است. سری سالانه نیز از مقیاس ماهانه تاثیر پذیرفته و روند افزایشی در دما را نشان می‌دهد. همچنین براساس شیب سن ارائه شده، ایستگاه تازه کند در هر سال افزایشی معادل با ۰/۰۵ درجه سانتی‌گراد را تجربه کرده است.

**ایستگاه نوروزلو:** با توجه به نتایج ارائه شده در جدول ۳ می‌توان چنین استنباط کرد که تغییرات دمای ایستگاه نوروزلو زیاد نبوده و فقط در دو ماه از سال (اسفند و شهریور) مقدار دما به صورت معنی‌دار افزایش یافته است. در سایر ماه‌ها تلفیقی از روند افزایشی و کاهشی مشاهده شده و در مقیاس سالانه نیز تغییرات دما افزایشی غیرمعنی‌دار می‌باشد.

**ایستگاه شهید کاظمی:** براساس نتایج حاصل از آزمون MK4 ارائه شده در جدول ۳، می‌توان نتیجه‌گیری کرد که در ایستگاه شهید کاظمی روند تغییرات دما در ماه‌های (مهر، بهمن، اسفند، خرداد و شهریور افزایشی معنی‌دار بوده و در سایر ماه‌ها تلفیقی از روند

افزایشی و کاهشی غیرمعنی‌دار در دمای ایستگاه مورد مطالعه یه وقوع پیوشته است. با توجه به مقدار شیب سن ارائه شده، بیشترین مقدار افزایش در دمای ماهانه مربوط به ماه‌های بهمن و اسفند (برابر با ۰/۱۵ درجه سانتی‌گراد در هر سال) می‌باشد. در مقیاس سالانه نیز روند تغییرات دمای ایستگاه مورد مطالعه افزایشی معنی‌دار به دست آمد.

**جدول ۲- نتایج آزمون MK4 برای سری‌های ماهانه و سالانه دمای ایستگاه‌های حالحال، بارون، بهلول آباد، پلدشت، قرول، رازی، مظفرآباد، یالقوزآغاج، چهریق، سرو، آباجالو، کمپ ارومیه.**

**Table 2. MK4 test results for monthly and annual temperature series in Halhal, Baron, Bahlol Abad, Poldasht, Ghrol, Razi, Mozafar Abad, Yalghoz Agaj, Chehriq, Sero, Abajalo and Camp Urmia stations.**

| ایستگاه Station | آماره Para. | Meh | Aba | Aza | Dey | Bah | Esf | Far | Ord | Kho | Tir | Mor | Sha | Annual |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| حالحال | Z | **2.41** | **2.05** | 1.13 | 0.19 | **2.92** | **2.71** | 1.13 | 0.67 | 0.81 | 0.30 | 0.64 | **2.19** | **2.76** |
| Halhal | Slope | 0.06 | 0.07 | 0.09 | 0.02 | 0.15 | 0.15 | 0.04 | 0.01 | 0.02 | 0.00 | 0.01 | 0.05 | 0.05 |
| بارون | Z | **2.65** | **1.69** | 0.62 | 0.31 | **2.25** | **2.00** | 0.26 | -0.12 | 1.07 | 0.65 | 1.46 | **2.61** | **2.23** |
| Baron | Slope | 0.07 | 0.05 | 0.04 | 0.02 | 0.15 | 0.12 | 0.01 | 0.00 | 0.02 | 0.02 | 0.05 | 0.06 | 0.05 |
| بهلول آباد | Z | **2.33** | **2.30** | 0.14 | 0.00 | **1.69** | **3.46** | 1.35 | **1.75** | **1.80** | 0.31 | 1.43 | 1.21 | **2.67** |
| Bahlol Abad | Slope | 0.10 | 0.06 | 0.01 | 0.00 | 0.11 | 0.16 | 0.04 | 0.05 | 0.04 | 0.01 | 0.04 | 0.03 | 0.06 |
| پلدشت | Z | **1.92** | **2.44** | 0.17 | -0.37 | 1.27 | **2.93** | 0.90 | 0.26 | 1.15 | **1.68** | 3.42 | 3.13 | **2.40** |
| Poldasht | Slope | 0.08 | 0.05 | 0.01 | -0.03 | 0.08 | 0.12 | 0.03 | 0.01 | 0.04 | 0.04 | 0.09 | 0.07 | 0.05 |
| قرول | Z | 0.90 | 1.01 | -0.43 | 0.20 | **1.95** | **1.74** | 1.50 | 0.99 | 1.46 | -0.50 | **-1.92** | -1.23 | 0.42 |
| Ghrol | Slope | 0.02 | 0.04 | -0.02 | 0.01 | 0.08 | 0.06 | 0.04 | 0.03 | 0.03 | -0.01 | -0.04 | -0.03 | 0.08 |
| رازی | Z | 1.61 | 0.93 | 0.50 | 0.00 | **1.74** | **2.00** | -0.14 | 0.00 | **1.92** | 1.38 | **2.36** | **3.08** | **2.15** |
| Razi | Slope | 0.05 | 0.03 | 0.02 | 0.00 | 0.08 | 0.08 | -0.01 | 0.00 | 0.04 | 0.04 | 0.06 | 0.06 | 0.04 |
| مظفرآباد | Z | 0.84 | 0.03 | -0.65 | -0.98 | 0.87 | **2.67** | 0.71 | -0.43 | 0.51 | -0.31 | **1.86** | 1.61 | 0.75 |
| Mozafar | Slope | 0.04 | 0.00 | -0.03 | -0.07 | 0.03 | 0.13 | 0.02 | -0.01 | 0.01 | -0.01 | 0.03 | 0.03 | 0.02 |
| یالقوزآغاج | Z | **2.36** | 1.47 | 0.16 | 0.81 | **2.53** | **3.69** | **2.14** | **2.19** | **2.03** | **2.31** | **2.23** | **2.78** | **3.77** |
| Yalgoz | Slope | 0.05 | 0.05 | 0.01 | 0.03 | 0.13 | 0.15 | 0.07 | 0.06 | 0.06 | 0.06 | 0.05 | 0.05 | 0.06 |
| چهریق | Z | **2.23** | 0.98 | 0.50 | 0.08 | **1.88** | **2.22** | 1.32 | 0.05 | 1.07 | **1.69** | **2.75** | **2.21** | **2.65** |
| Chehriq | Slope | 0.06 | 0.03 | 0.03 | 0.01 | 0.10 | 0.10 | 0.05 | 0.00 | 0.02 | 0.04 | 0.06 | 0.05 | 0.04 |
| سرو | Z | **2.44** | **2.01** | 0.71 | -0.03 | **2.50** | **3.08** | **2.25** | **2.17** | **3.54** | **3.48** | **3.41** | **2.51** | **2.99** |
| Sero | Slope | 0.12 | 0.11 | 0.06 | -0.01 | 0.20 | 0.19 | 0.10 | 0.10 | 0.10 | 0.12 | 0.14 | 0.11 | 0.12 |
| آباجالو | Z | **1.67** | 1.26 | -0.40 | -0.15 | **1.91** | **3.69** | **1.75** | **1.91** | **2.82** | **1.70** | **2.89** | **2.53** | **3.92** |
| Abajalo | Slope | 0.07 | 0.03 | -0.02 | -0.01 | 0.10 | 0.13 | 0.05 | 0.05 | 0.07 | 0.06 | 0.08 | 0.06 | 0.05 |
| کمپ ارومیه | Z | **2.84** | 0.88 | -0.50 | 0.87 | **3.36** | **3.69** | -0.16 | 2.48 | **1.81** | **1.94** | 1.37 | **2.10** | **2.03** |
| Camp Urmia | Slope | 0.09 | 0.03 | -0.02 | 0.04 | 0.17 | 0.16 | -0.01 | 0.05 | 0.05 | 0.06 | 0.04 | 0.05 | 0.04 |

**ایستگاه باداملو:** با توجه به نتایج ارائه شده در جدول ۳ می‌توان چنین استنباط کرد که تغییرات دمای ایستگاه باداملو چندان زیاد نبوده و فقط در دو ماه از سال (اسفند و مرداد) مقدار دما به صورت معنی‌دار افزایش یافته است. در سایر ماه‌ها تلفیقی از روند افزایشی و کاهشی مشاهده شده و در مقیاس سالانه نیز تغییرات دما افزایشی غیرمعنی‌دار به دست آمد.

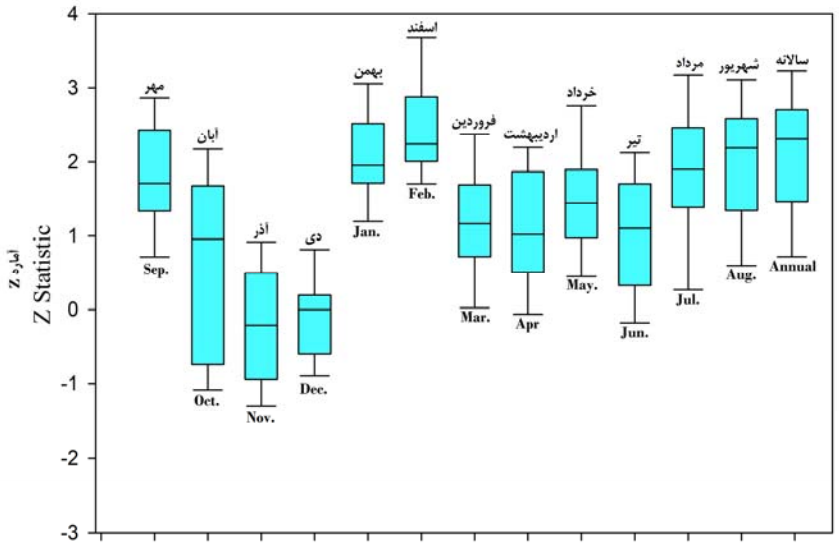
شکل ۲ نمودار جعبه و خط را برای آماره Z ماهانه و سالانه ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد. در این شکل خط رسم شده در داخل مستطیل‌ها نشان دهنده میانه Z ایستگاه‌ها می‌باشد. عرض مستطیل‌ها در قسمت فوقانی صدک ۷۵ و در قسمت تحتانی صدک ۲۵ را نشان می‌دهد. همچنین قسمت‌های انتهایی خطوط قائم در قسمت فوقانی و تحتانی به ترتیب حداکثر و حداقل مقدار Z موجود در بین ایستگاه‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل مشاهده می‌شود که بیشترین مقدار افزایش دما در ماه‌های بهمن، اسفند، مرداد و شهریور رخ داده است. همچنین شکل ۲ نشان می‌دهد که روند تغییرات دما، فقط در ماه‌های آذر و دی کاهشی بوده اما در ماه‌های مهر و آبان (دو ماه از سه ماه فصل پاییز) و نیز در ماه های بهمن و اسفند (دو ماه از سه ماه فصل زمستان) روند افزایشی در دما وجود دارد. به عبارت دیگر، در شش ماه دوم سال که هوا روبه سردی می‌رود، در چهار ماه روند افزیشی دما رخ داده است. بنابراین می‌توان چنین نتیجه‌گیری کرد که روند کلی در شش ماهه دوم سال افزایشی است. در مطالعات مختلفی نظیر کوثری و همکاران (۲۰۱۳)، موندال و همکاران (۲۰۱۵) و کالویرو و همکاران (۲۰۱۶) افزایش دما در ماه-

های سرد سال گزارش شده است که با نتـایج مطالعـه حاضـر کـاملا مطابقت دارد.

**جدول ۳- نتایج آزمون MK4 برای سری‌های ماهانه و سالانه دمای ایستگاه‌های هاشم آباد، قاسملو، پیه جک، درابکا، بریسو، مهماندار، پل سرخ، تازه کند، نوروزلو، شهید کاظمی، باداملو.**

**Table 3. MK4 test results for monthly and annual temperature series in Hashem Abad, Ghasemlo, Piye Jak, Derabka, Beriso, Mehmandar, Pole Sorkh, Taze Kand, Norozlu, Shahid Kazemi and Badamlu Stations.**

| ایستگاه Station | آماره Para. | Meh | Aba | Aza | Dey | Bah | Esf | Far | Ord | Kho | Tir | Mor | Sha | Annual |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| هاشم‌آباد | Z | 1.12 | **-1.85** | -1.24 | -0.73 | 3.19 | 1.61 | 0.19 | 0.71 | 0.81 | **1.80** | 1.57 | 1.24 | **1.69** |
| Hashem | Slope | 0.02 | -0.05 | -0.08 | -0.05 | 0.17 | 0.08 | 0.01 | 0.03 | 0.02 | 0.03 | 0.05 | 0.03 | 0.02 |
| قاسملو | Z | 1.59 | 1.60 | 0.19 | 0.12 | **1.70** | **2.44** | 1.23 | 1.26 | **2.28** | **1.71** | **2.47** | **2.64** | **2.87** |
| Qasemlu | Slope | 0.07 | 0.05 | 0.01 | 0.01 | 0.10 | 0.14 | 0.04 | 0.03 | 0.05 | 0.04 | 0.06 | 0.06 | 0.05 |
| پی قلعه | Z | 0.59 | -0.82 | -0.96 | -0.85 | **2.73** | **1.91** | 1.01 | 1.44 | 1.52 | **1.73** | 1.29 | 2.19 | 1.55 |
| Pey Ghale | Slope | 0.01 | -0.03 | -0.06 | -0.05 | 0.14 | 0.08 | 0.04 | 0.04 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.05 | 0.02 |
| پیه جیک | Z | 0.55 | -0.51 | -1.36 | -0.64 | **2.26** | **1.67** | 0.73 | **2.20** | **2.70** | 1.60 | **1.94** | **2.37** | **2.01** |
| Pie Jack | Slope | 0.02 | -0.01 | -0.06 | -0.05 | 0.13 | 0.05 | 0.02 | 0.07 | 0.05 | 0.03 | 0.04 | 0.05 | 0.03 |
| درابکا | Z | **3.51** | **1.72** | 0.68 | -0.22 | **2.36** | **2.09** | **1.75** | 1.38 | 0.94 | 0.71 | **2.21** | **3.35** | **2.04** |
| Derebka | Slope | 0.10 | 0.05 | 0.03 | -0.01 | 0.13 | 0.15 | 0.05 | 0.03 | 0.04 | 0.01 | 0.08 | 0.07 | 0.06 |
| بریسو | Z | **1.75** | 0.42 | -0.62 | 0.28 | **1.74** | **2.67** | 1.07 | 0.85 | 0.39 | 0.29 | -0.09 | 0.31 | 1.45 |
| Beriso | Slope | 0.06 | 0.01 | -0.02 | 0.01 | 0.09 | 0.11 | 0.05 | 0.05 | 0.03 | 0.01 | 0.00 | 0.01 | 0.04 |
| مهماندار | Z | **2.78** | 1.29 | 1.12 | 0.82 | **2.62** | **2.02** | **2.57** | **1.66** | 1.39 | 0.82 | **2.93** | **2.01** | **2.53** |
| Mehmandar | Slope | 0.10 | 0.05 | 0.05 | 0.04 | 0.14 | 0.17 | 0.08 | 0.07 | 0.05 | 0.03 | 0.07 | 0.08 | 0.07 |
| پل سرخ | Z | 1.47 | -1.12 | -0.87 | -0.95 | **1.78** | **2.21** | 1.20 | 0.79 | 1.60 | 0.41 | **1.89** | 0.88 | 1.53 |
| Pole Sorkh | Slope | 0.04 | -0.03 | -0.03 | -0.07 | 0.09 | 0.13 | 0.03 | 0.02 | 0.03 | 0.02 | 0.04 | 0.01 | 0.02 |
| تازه کند | Z | **2.89** | 0.43 | -0.02 | 0.17 | **1.95** | **2.25** | **2.50** | **2.06** | 1.43 | 1.60 | **2.44** | **2.10** | **3.02** |
| Taze Kand | Slope | 0.09 | 0.01 | 0.00 | 0.01 | 0.13 | 0.14 | 0.07 | 0.06 | 0.06 | 0.04 | 0.05 | 0.06 | 0.05 |
| نوروزلو | Z | 1.43 | -0.98 | -1.13 | -0.50 | 1.12 | **2.20** | 0.71 | 1.04 | 0.29 | 0.47 | 1.01 | **2.24** | 1.30 |
| Norozlu | Slope | 0.03 | -0.03 | -0.05 | -0.04 | 0.07 | 0.09 | 0.03 | 0.04 | 0.01 | 0.01 | 0.02 | 0.03 | 0.02 |
| شهید کاظمی | Z | **1.66** | -0.82 | -1.40 | 0.09 | **2.18** | **2.46** | 1.26 | 0.71 | **1.82** | -0.05 | 1.61 | **1.74** | **2.37** |
| Shahid Kazemi | Slope | 0.05 | -0.02 | -0.04 | 0.01 | 0.15 | 0.15 | 0.04 | 0.02 | 0.04 | 0.00 | 0.03 | 0.03 | 0.04 |
| باداملو | Z | 1.30 | -1.05 | -1.15 | -0.77 | 1.47 | **2.23** | 1.12 | 0.45 | 1.36 | 0.38 | **1.91** | 1.01 | 1.50 |
| Badamlu | Slope | 0.04 | -0.03 | -0.05 | -0.03 | 0.04 | 0.13 | 0.03 | 0.01 | 0.03 | 0.02 | 0.04 | 0.02 | 0.02 |




**شکل ۲- نمودار جعبه ای آماره Z برای سری‌های ماهانه و سالانه دما در دوره آماری ۱۳۹۲-۱۳۶۰.**

**Fig 2. Box plots of statistics Z for monthly and annual temperature time series in Iran during 1981–2013.**

افزایش دما در ماه‌های سرد سال می‌تواند اثرات مخربی را در تعادل آبی استان آذربایجان غربی داشته باشد. در مطالعات خلیلی و همکاران (۱۲) و میرعباسی و دین‌پژوه (۱۸) وجود روند کاهشی در بارندگی‌های منطقه مورد مطالعه گزارش شده است. افزایش درجه حرارت می‌تواند ظرفیت جو برای پذیرش و نگهداری رطوبت را افزایش داده و موجب می‌شود که هوا به اندازه کافی برای فراهم شدن شرایط بارش سرد نشود. به عبارت دیگر، وجود روند افزایشی دما باعث ذخیره بیشتر رطوبت در جو شده و مانع گرد هم آمدن شرایط موردنیاز برای بارش می‌گردد (۱۲).

به نظر می‌رسد تجمع گازهای گلخانه‌ای، تغییر کاربری اراضی و پدیده گرمایش جهانی از جمله عواملی هستند که سبب گرم شدن هوا می‌گردد. تغییرات دما می‌تواند ساختار آب و هوایی را دگرگون کرده و با افزایش ظرفیت جو برای پذیرش بخار آب، رطوبت نسبی را کاهش دهد. علیجانی و همکاران (۴) نیز نشان دادند که ۲۸ ایستگاه (از ۴۴ ایستگاه مورد بررسی) در گستره ایران زمین و در مناطق غرب، شمال غرب، جنوب غرب، شمال شرق و مرکز ایران تغییرات افزایشی دماهای حداکثر در سطح اطمینان ۹۵ درصد وجود دارد. ۳۳ ایستگاه نیز روند افزایشی در حداقل دما را نشان دادند که این امر می‌تواند افزایش متوسط درجه حرارت را به خوبی توجیه نماید. این افزایش دما متغیرهای دیگری نظیر بارش، تبخیر، رطوبت نسبی و جریانات رودخانه‌ها را نیز تحت تاثیر قرار خواهد داد. میرعباسی و دین‌پژوه (۱۸) یکی از دلایل کاهش بارندگی‌های منطقه شمال‌غرب ایران را افزایش دما عنوان کردند که با نتایج این مطالعه مطابقت دارد.

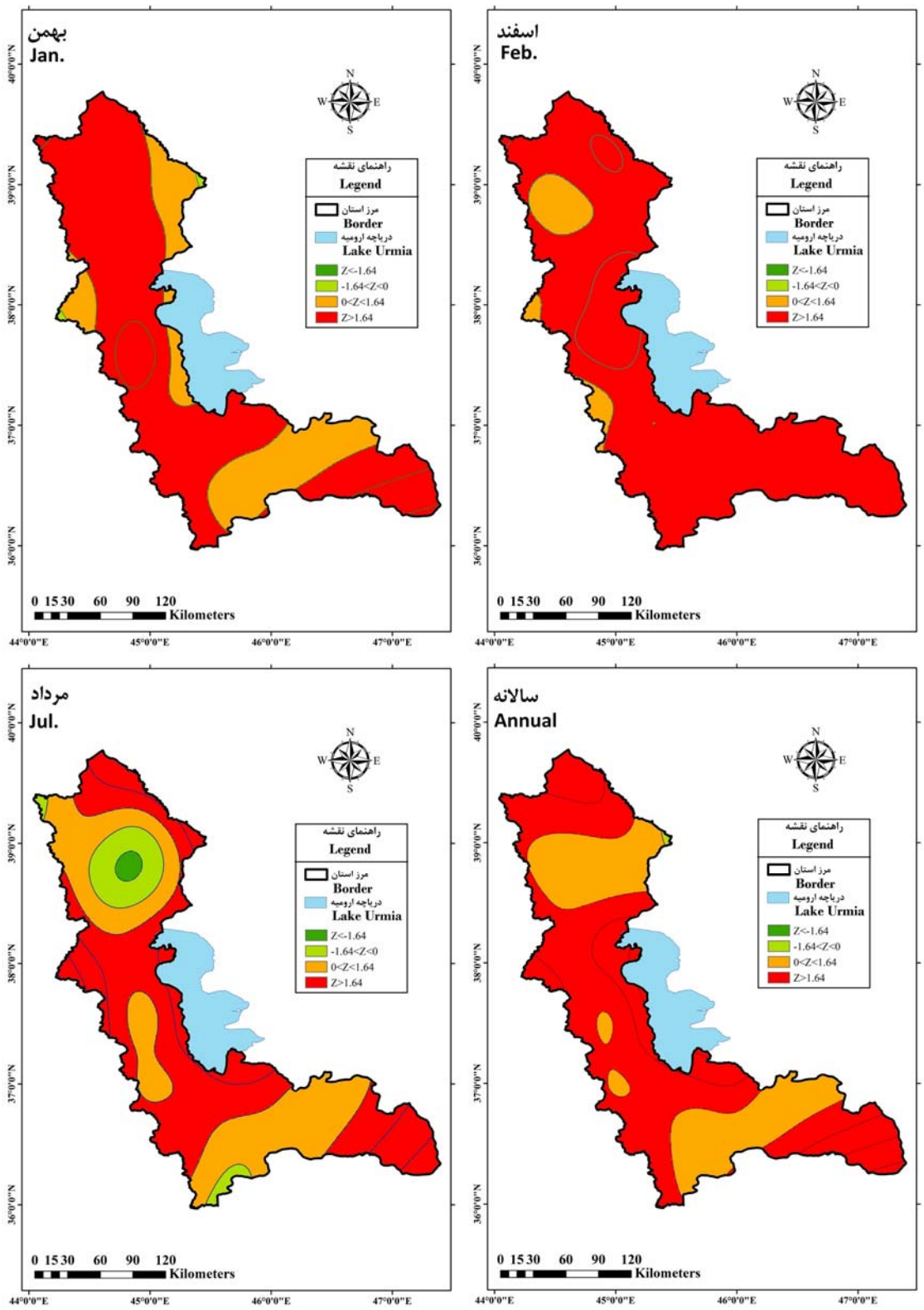
شکل ۳ تغییرات مکانی آماره Z حاصل از آزمون MK4 را در ماه‌های بهمن، اسفند، مرداد و مقیاس سالانه نشان می‌دهد. با توجه به این شکل مشاهده می‌شود که در ماه بهمن تقریبا در کل منطقه مورد مطالعه افزایش معنی‌دار در دما رخ داده است و فقط مساحت کوچکی از استان با افزایش غیرمعنی‌دار دما مواجه بوده است. در ماه اسفند نیز وضعیت مشابه با ماه بهمن بوده و فقط در قسمت‌های کوچکی در شمال و غرب منطقه مورد مطالعه روند افزایشی غیرمعنی‌دار در دما را تجربه کرده است. این امر افزایش شدید دما در فصل سرد زمستان را ثابت کرده و می‌تواند بارش‌های زمستانه منطقه را از طریق اعمال تغییر در نوع بارندگی تحت تاثر قرار دهد. با توجه به اینکه در فصل زمستان ریزش برف و ذخیره‌سازی آن در ارتفاعات منبع اصلی تغذیه رودخانه‌های حوضه آبریز مهمی چون دریاچه ارومیه می‌باشد از این رو افزایش دما می‌تواند موجبات کاهش تغذیه جریان‌های سطحی را به همراه داشته و باعث تشدید روند خشکی دریاچه ارومیه نیز گردد.

در ماه مرداد، تغییرات دمایی در قسمت شمالی استان ملایم بوده و حتی در برخی از مناطق آن نیز روند کاهشی اتفاق افتاده است. اما در مناطق مرکزی و جنوبی دما روندی روبه رشد داشته است. با توجه به اینکه ماه مرداد یکی از ماه‌های مهم از نظر کشاورزی در منطقه مورد مطالعه می‌باشد، از این‌رو افزایش دما می‌تواند موجب تغییر در نیاز آبی گیاهان گشته و در نتیجه با فشار بر آب‌های زیرزمینی همراه گردد.

در مقیاس سالانه نیز به روشنی می‌توان دریافت که روند تغییرات دما در ۱۲ ماه از سال در ایستگاه‌های مورد مطالعه افزایشی است. این افزایش در مناطق مرکزی، قسمت‌هایی از شمال و جنوب شرقی بسیار شدیدتر می‌باشد.

## نتیجه‌گیری کلی

در این مطالعه روند تغییرات دراز مدت ۳۳ ساله متوسط دمای استان آذربایجان‌غربی در دوره آماری ۱۳۹۲- ۱۳۶۰ در مقیاس‌های زمانی ماهانه و سالانه با استفاده از ویرایش چهارم آزمون ناپارامتری من– کندال (MK4) بررسی شد و شیب تغییرات دما با استفاده از روش تخمین‌گر شیب سن به‌دست آمد. در مقیاس سالانه از ۲۴ ایستگاه مورد مطالعه ۱۷ ایستگاه روند افزایشی معنی‌دار در دما را نشان دادند. در این بین هفت ایستگاه روند افزایشی غیرمعنی دار داشته و هیچ ایستگاهی روند کاهشی معنی‌دار و غیرمعنی‌دار را در دما تجربه نکرده است. بررسی روند دمای سری ماهانه منطقه مورد مطالعه نشان داد که تعداد ماه‌ها با روند افزایشی بیشتر از تعداد ماه‌ها با روند کاهشی است. بیشترین تغییرات در ماه‌ها و فصل‌های سرد سال (زمانی که اکثر بارش‌ها دریافت می‌گردد) رخ داده است. بیشترین تعداد ایستگاه با روند افزایشی معنی‌دار دما، در ماه‌های بهمن، اسفند، مرداد و شهریور مشاهده شده و بعد از آن به‌ترتیب ماه‌های خرداد، مهر، آبان، تیر، اردیبهشت، فروردین، آذر و دی بیشترین تعداد ایستگاه با روند افزایشی را دارا هستند. دو ایستگاه سرو و آباجالو بیشترین تعداد ماه با روند افزایشی معنی‌دار در دما را تجربه کرده‌اند. ایستگاه سرو در ۱۰ ماه از سال (مهر، آبان، بهمن، اسفند، فروردین، اردیبهشت، خرداد، تیر، مرداد و شهریور) روند افزایشی معنی‌دار در دما داشته است. بیشترین میزان افزایش دما نیز با توجه به شیب سن محاسبه شده در ماه بهمن به وقوع پیوسته و در هر سال به مقدار ۰/۲۰ درجه سانتی‌گراد به دمای ماه بهمن افزوده شده است. نتایج به دست آمده از آزمون MK4 نشان می‌دهد که ایستگاه آباجالو نیز در ماه‌های مهر، بهمن، اسفند، فروردین، اردیبهشت، خرداد، تیر، مرداد و شهریور افزایش معنی‌دار در دما را تجربه کرده است. بالاترین میزان افزایش در دمای ماهانه ایستگاه آباجالو در ماه اسفند (معادل با ۰/۱۳ درجه سانتی‌گراد در هرسال) به وقوع پیوسته است.




**شکل ۳- تغییرات مکانی آماره Z.**

**Fig 3. Spatial changes of Z statistics.**

با کمی دقت در نتایج حاصل از مطالعه حاضر می‌توان دریافت که روند تغییرات دما در استان آذربایجان‌غربی افزایشی بوده و این امر می‌تواند از نظر اجتماعی و اقتصادی مشکلات فراوانی را ایجاد نماید چراکه اقتصاد اکثر مردم در این استان وابسته به کشاورزی بوده و افزایش دما می‌تواند موجبات خشکسالی و کاهش عملکرد گیاهان را به همراه داشته باشد. علاوه براین خشکی دریاچه ارومیه و کاهش ورودی‌های حوضه آبریز دریاچه ارومیه نیز می‌تواند با افزایش دمای استان همسو گشته و در نتیجه مشکلات زیست محیطی فراوانی را موجب گردد.

## سپاس‌گذاری

این مقاله برگرفته از طرح تحقیقاتی مصوب باشگاه پژوهش‌گران جوان و نخبگان (واحد دانشگاه آزاد ارومیه)، با کد طرح ۹۴۰۳۶ و با عنوان "بررسی تغییرات دما و بارش در دهه‌های آتی تحت تاثیر تغییرات اقلیمی در استان آذربایجان غربی" می‌باشد. از این رو نویسندگان مقاله از باشگاه پژوهش‌گران جوان و نخبگان واحد دانشگاه آزاد ارومیه به خاطر تأمین هزینه‌های مالی کمال تشکر را دارند.

## منابع

1. Abdul Aziz O.I., and Burn D.H. 2006. Trends and variability in the hydrological regime of the Mackenzie River Basin. Journal of Hydrology, 319:282–294.
2. Abghari H., Tabari H., Hosseinzadeh T. 2013. River flow trends in the west of Iran during the past 40 years: impact of precipitation variability. Global and Planetary Change, 101:52–60.
3. Ahmadi F., and Radmanesh F. 2014. Trend Analysis of Monthly and Annual Mean Temperature of the Northern Half of Iran Over the Last 50 Years. Journal of Water and Soil, 28(4): 855-865. (In Persian with English abstract)
4. Alijani B., Mahmoodi P., Saligeh M., and Righi E. 2011. Investigation of changes in the minimum and maximum annual air temperature in Iran. Geographical Research, 26(3): 101-122. (In Persian with English abstract)
5. Box J.E. 2002. Survey of Greenland instrumental temperature records: 1873–2001. International Journal of Climatology, 22(15): 1829-1847.
6. Caloiero T. 2016. Trend of monthly temperature and daily extreme temperature during 1951–2012 in New Zealand. Theoretical and Applied Climatology, 1-17.
7. Dinpashoh Y., Jhajharia D., Fakheri-Fard A., Singh VP. and Kahya E. 2011. Trends in reference crop evapotranspiration over Iran, Journal of Hydrology, 399: 422–433.
8. Fischer T., Gemmer M., Lüliu L., and Buda S. 2011. Temperature and precipitation trends and dryness/wetness pattern in the Zhujiang River Basin, South China, 1961–2007. Quaternary International, 244(2): 138-148.
9. Gocic M. and Trajkovic S. 2013. Analysis of changes in meteorological variables using Mann-Kendall and Sen's slope estimator statistical tests in Serbia. Global and Planetary Change, 100:172-182.
10. Hamed K.H. 2008. Trend detection in hydrologic data: the Mann-Kendall trend test under the scaling hypothesis. Journal of Hydrology, 349:350–363.
11. Hamed K.H. and Rao A.R. 1998. A modified Mann–Kendall trend test for autocorrelated data. Journal of Hydrology, 204: 182–196.
12. Khalili K., Tahoudi M.N., Mirabbasi R., Ahmadi F. 2015. Investigation of spatial and temporal variability of precipitation in Iran over the last half century. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 1–17.
13. Kousari M.R., Ahani H. and Hendi-Zadeh R. 2013. Temporal and spatial trend detection of maximum air temperature in Iran during 1960–2005. Global and Planetary Change, 111:97-110.
14. Koutsoyiannis D. 2003. Climate change, the Hurst phenomenon, and hydrological statistics. Hydrological Sciences Journal, 48:3–24.
15. Koutsoyiannis D., and Montanari A. 2007. Statistical analysis of hydroclimatic time series: uncertainty and insights. Water Resources Research, 43:1–9.
16. Kumar S., Merwade V., Kam J. and Thurner K. 2009. Streamflow trends in Indiana: Effects of long term persistence, precipitation and subsurface drains. Journal of Hydrology, 374: 171-183.
17. Martinez C., Maleski J. and Miller F. 2012. Trends in precipitation and temperature in Florida, USA. Journal of Hydrology, 453: 259-281.
18. Mirabbasi Najafabadi R., and Dinpashoh Y. 2012. Trend analysis of precipitation of NW of Iran over the past half of the century. Irrigation Sciences and Engineering (Scientific Journal of Agriculture). 35: 4. 60-73. (In Persian with English abstract)

19. Mondal A., Khare D., and Kundu S. 2015. Spatial and temporal analysis of rainfall and temperature trend of India. Theoretical and Applied Climatology, 122(1-2), 143-158.
20. Perez J.F., Gimeno L., Ribera P., Gallego D., Garia R., and Hernandez E. 2000. Influence of the North Atlantic oscillation on winter equivalent temperature. In: Proceedings of the AGU Chapman Conference of "The North Atlantic Oscillation", University of Vigo (Orense campus), Orense, Galicia, Spain.
21. Rio S.D., Herrero L., Pinto-Gomes C. and Peras A. 2011. Spatial analysis of mean temperature trends in Spain over the period 1961-2006. Global and Planetary change, 78: 65-75.
22. Salari A., and Gandomkar A. 2012. Forecasting temperature changes in Bandar Abbas and Qeshm island using with test Mann-kendall. Journal of Territory, 9(3):79-94. (In Persian with English abstract)
23. Tabari H., and Hosseinzadeh T. 2011. Analysis trends in temperature data in arid and semi-arid regions of Iran. Atmospheric Research, 79:1-10.
24. Vergni L., and Todisco F. 2011. Spatio-temporal variability of precipitation, temperature and agricultural drought indices in Central Italy. Agricultural and Forest Meteorology, 151(3): 301-313.
25. Wang Q., Fan X., Qin Z. and Wang M. 2012. Change trends of temperature and precipitation in the Loess Plateau Region of China, 1961–2010. Global and Planetary Change, 93:138-147.
26. Yang X.L., Xu L.R., Li C.h., Hu J. and Xia X.H. 2012. Trends in temperature and precipitation in the Zhangweinan River basin during last 53 years. Procedia Environmental Sciences, 13: 1966-1774.
27. Zamani R., Mirabbasi R., Abdollahi S., and Jhajharia D. 2016. Streamflow trend analysis by considering autocorrelation structure, long-term persistence, and Hurst coefficient in a semi-arid region of Iran. Theoretical and Applied Climatology, 1-13.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 3, Jul.-Agu. 2017, p. 985-1000

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۳، مرداد – شهریور ۱۳۹۶، ص. ۱۰۰۰-۹۸۵

# Temperature Trend Analysis by Considering the Hurst Coefficient (Case Study: West Azarbayjan Province)

**F. Ahmadi[1*] - M. Nazeru Tahroudi[2] - R. Mirabbasi Najaf Abadi[3]**

Received: 11-06-2016
Accepted: 15-10-2016

**Introduction:** Climate change in the current century is an important environmental challenge facing the world. Increase in atmospheric concentration of greenhouse gases such as $CO_2$ as a result of human activities has caused a change in a number of hydroclimatic parameters. Climate change and global warming are the most important issues that have attracted many attentions in recent years. Climatic changes have interpreted as significant changes in average weather over a long period (Salari and ghandomkar, 2012). Global warming may cause drastic fluctuations in various processes and also it can significantly affect mean and variance of relative humidity, precipitation, solar radiation and etc. Global warming phenomena can change the components of the hydrological cycle and re-distribute the world's water resources in time and space. This may exacerbate desertification in arid and semi-arid countries such as Iran (Ahmadi and Radmanesh, 2014). Therefore, a large part of hydroclimatic researches has focused on temperature trend analysis at different spatial and temporal scales,

**Materials and Methods:** In the present study, the long-term temperature data from 24 climatological stations uniformly distributed over the West Azarbayjan province during 1981-2013 were used for investigating the temperature trends. The aim of trend test is to specify whether an increasing or decreasing trend exists in time series. Since parametric tests have some assumptions such as normality, stability, and independence of variables which may not be valid for most hydrologic series, the nonparametric methods are more preferred in meteorological and hydrological studies. In addition, the nonparametric trend analysis methods are less sensitive to extreme values compared to parametric trend tests. Nonparametric tests can also be applied regardless of linearity or nonlinearity of time series trend (Khalili et al. 2015). One of the most well-known nonparametric tests is the Mann–Kendall test (Mann 1945; Kendall 1975). Existence of more than one significant autocorrelation among data is long-term persistence (LTP). The presence of LTP in time series results in the underestimation of serial correlation and overestimation of the significance of the Mann-Kendall test (Koutsoyiannis 2003). In addition, Koutsoyiannis and Montanari (2007) pointed out that the Hurst phenomenon (Hurst 1951) is one of the most major sources of uncertainty in hydrometeorological trend analysis. Hamed (2008) studied the impact of LTP and Hurst phenomenon on the Mann–Kendall test, and Kumar et al. (2009) named it as the MK4. Since the MK3 test (Mann-Kendall method after the removal of the effect of all significant auto-correlation coefficients) is a generalized version of the MK2 (Mann-Kendall method after removing the effect of significant lag-1 auto-correlation), the MK3 and MK4 tests were used in this study and explained briefly in the following sections according to Kumar et al. (2009) and Dinpashoh et al. (2014). In the current study, the MK4 test was employed.

**Results and Discussion:** In this study, the mean monthly and annual air temperature trends were investigated using non-parametric Mann-Kendall test by considering the Hurst coefficient (MK4) for West Azarbayjan province. The Sen's slope estimator was also used for estimation of the slope of the trend line. Results indicate that 71% of selected stations (17 stations out of 24 considered stations) experienced a significant positive trend and only 7 stations (%29 of studied stations) did not show a significant upward trend in annual temperature time series. The highest increasing temperature rate (0.12 °C/Year) in annual timescale was found in Chehriq station. On monthly time scale, the numbers of months with increasing trends were 6 times greater than those with negative trends. Most of the stations had significant positive trends in mean temperature in February and March, Moreover, according to calculated Sen's slope, the mean air temperature of West Azarbayjan province increased by 0.05 °C/Year (1.65 °C during the study period).

**Conclusion:** The results show that the temperature of West Azarbayjan province substantially increased. The

1, 2 - Young researchers and Elite Club, Urmia Branch, Islamic Azad University, Urmia, Iran
3- Assistant Professor, Water Engineering Department, Shahre Kord University, Shahre Kord, Iran
(*- Corresponded Author Email: Farshad.paper@yahoo.com)

temperature increment can cause more drought occurrence and crop yield loss. As most of people's income in this province depends on agricultural activates, temperature rise seems to have led to many social and economic problems in our studied area. Further, drying up of Urmia Lake and decreasing water input to the Urmia Lake basin can intensify the environmental problems.

**Keywords:** Mann-Kendall test, Confidence level, Sen's slope, Persistence, Hurst coefficient

بسم الله الرحمن الرحیم

# مندرجات


**بررسی اثرات زیست محیطی هجوم جبهه‌های آب شور به آبخوان های کویری (مطالعه موردی: استان خراسان جنوبی- آبخوان سرایان)** ۶۷۳

حمید کاردان مقدم- محمد ابراهیم بنی حبیب

**مدل‌سازی عددی انتقال آلاینده در آبراهه‌های با پهنه ماندابی و جریان غیریکنواخت با استفاده از معادله جابه‌جایی-پراکندگی کسری** ۶۸۹

محمد حاتم جعفری - مهدی مظاهری - جمال محمد ولی سامانی

**تخصیص بهینه آب برای آبیاری تکمیلی مزارع گندم و جو دیم درزیرحوضه‌های منطقه کامیاران** ۷۰۱

رضا سعیدی - هادی رمضانی اعتدالی- امیر صمدی- علیرضا توکلی

**تخمین عملکرد گندم آبی با استفاده از روش الگوریتم ترکیبی شبکه‌های عصبی مصنوعی و الگوریتم ژنتیک** ۷۱۵

علی باریکلو - پریسا علمداری - کامران مروج - مسلم ثروتی

**بررسی اثرات انواع خاکپوش بر کارایی مصرف آب وشاخص‌های رشد ذرت سینگل کراس ۷۰۴** ۷۲۷

شکوفه نجف آبادی- محمدرضا نوری امامزاده‌ای- مهدی قبادی نیا- عبدالرزاق دانش شهرکی

**ارزیابی مدل AquaCrop در برداشت‌های مختلف گیاه یونجه در اردستان** ۷۳۸

فرشید رمضانی- عباس کاویانی- هادی رمضانی اعتدالی

**تاثیر انتخاب ایستگاه در بهینه‌سازی پارامترهای مدل پالس مستطیلی بارتلت-لویس اصلاح شده (BLRPM) و عملکرد مدل هیدرولوژیکی HSPF** ۷۵۴

اسماعیل دودانگه- کاکا شاهدی - کریم سلیمانی

**بررسی وضعیت آلودگی به عناصر کروم، نیکل و کبالت در خاک‌های متاثر از سازندهای افیولیتی در منطقه نی‌ریز استان فارس** ۷۷۲

آناهید سلمان پور-محمدحسن صالحی-جهانگرد محمدی

**بررسی آبشویی نیترات و جذب نیتروژن توسط ذرت در شرایط آبیاری با پساب خام و تصفیه شده** ۷۸۵

مهرناز امینی – حامد ابراهیمیان

**پی‌ریزی توابع انتقالی طیفی نقطه‌ای در برآورد فرسایش‌پذیری خاک در گستره VIS-NIR-SWIR** ۷۹۷

یاسر استواری - شجاع قربانی‌دشتکی - حسینعلی بهرامی - مهدی نادری - مژگان عباسی

**تأثیر بیوچارهای تولید شده در دماهای مختلف بر قابلیت جذب کادمیم یک خاک آهکی در شرایط رطوبتی مختلف در طی زمان** ۸۱۱

بنفشه افراسیابی- ابراهیم ادهمی - حمیدرضا اولیایی

**بررسی آلودگی گرد و غبار اتمسفری استان کرمانشاه به برخی فلزات سنگین با استفاده از شاخص‌های آلودگی طی تابستان ۹** ۸۲۲

شهاب احمدی دوآبی- مجید افیونی- مهین کرمی

**مطالعه وضعیت پتاسیم و ارزیابی عصاره‌گیرهای شیمیایی برای استخراج پتاسیم قابل جذب در برخی خاک‌های زیتون‌کاری استان فارس** ۸۳۵

مهری احراری - حمیدرضا اولیایی - ابراهیم ادهمی - مهدی نجفی قیری

**بررسی تأثیر عوامل محیطی و گوگرد بازیافتی از پالایشگاه گاز شهید هاشمی‌نژاد بر کیفیت خاک‌های کشاورزی** ۸۴۶

مریم تاج بخشیان - محمد حسین محمودی قرائی - اسدالله محبوبی - رضا موسوی حرمی - ایرج اجلالی

**مطالعات میکرومورفولوژی و مینرالوگرافی نوری خاک مرداب جنگلی سوته در استان گلستان** ۸۶۳
تیمور اسلام کیش - میلاد کردی
**ارزیابی احتمال آلودگی آرسنیک در آب زیرزمینی دشت همدان ـ بهار با استفاده از روش‌های زمین آماری** ۸۷۴
مینا توزنده جانی- علیرضا سفیانیان - نورالله میرغفاری- محسن سلیمانی
**تأثیر روی و فسفر بر عملکرد، جذب عناصر غذایی و کارایی زراعی روی در سیب‌زمینی** ۸۸۶
رحیم مطلبی فرد
**بررسی آزادسازی پتاسیم و تغییرات کانی‌های میکا در نتیجه تلقیح میکروبی** ۹۰۰
محمدرضا ساریخانی- امید مدنی- شاهین اوستان
**تعیین روش بهینه پیش‌پردازش داده‌ها به منظور افزایش دقت شبیه‌سازی‌های شوری خاک سطحی (مطالعه موردی: منطقه مروست)** ۹۱۵
اعظم حبیبی پور- علی طالبی - علی اکبر کریمیان - فرهاد دهقانی - محمد حسین مختاری
**مدل‌سازی آماری شوری خاک در پهنه‌های گسترده** ۹۲۹
یوسف هاشمی نژاد - مهدی همایی - علی اکبر نوروزی
**اثر عملیات زراعی بلند مدت بر تغییر شکل‌های اکسید آهن و کانی‌های خاک در ورتی‌سل‌های منطقه پیرانشهر** ۹۴۳
سالار رضاپور - حنیفه آژاه
**استفاده از فن فوتوگرامتری برد کوتاه در تهیه نقشه درصد تخته سنگ، قلوه‌سنگ و سنگریزه مطالعه موردی: دشت تهران-کرج** ۹۵۶
بهزاد رایگانی
**تهیه داده‌های تلفیقی بارش ماهانه برای حوضه‌های آبریز جنوب غرب کشور با بکارگیری داده‌های شبکه‌ای APHRODITE و مشاهداتی** ۹۶۹
ایمان بابائیان - مریم کریمیان - حامد عاشوری - راهله مدیریان - لیلی خزانه داری - شراره ملبوسی - منصوره کوهی -آزاده محمدیان - ابراهیم فتاحی
**بررسی روند تغییرات دما با در نظر گرفتن ضریب هارست (مطالعه موردی: استان آذربایجان غربی)** ۹۸۵
فرشاد احمدی - محمد ناظری تهرودی - رسول میرعباسی نجف آبادی

# Contents


**Investigation of Interference of Salt water in Desert Aquifers (Case study: South Khorasan, Sarayan Aquifer)** 688
H. Kardan Moghaddam – M. E. Banihabib

**Numerical Solution for Non-Uniform Fractional Advection Dispersion Equation** 700
M. Hatam Jafari – M. Mazaheri – J.M.V. Samani

**Optimum Water Allocation for Supplementary Irrigation in Wheat and Barley Farms in the Sub-Basins of KamyaranRegion** 714
R. Saeidi - H. Ramezani Etedali- A. Samadi- A. R. Tavakoli

**Prediction of Irrigated Wheat Yield by using Hybrid Algorithm Methods of Artificial Neural Networks and Genetic Algorithm** 726
A. Barikloo - P. Alamdari- K. Moravej – M. Servati

**The Effects of Different Types of Mulch on Water use Efficiency of SC 704 Corn Growth Indexes** 737
SH. Najafabadi - M. Nori - M. Ghobadinia - A. Danesh

**Evaluation of AquaCrop Model for different Harvesting time of Alfalfa in Ardestan** 753
F. Ramezani Humbari - A. Kaviani – H. Ramezani Etedali

**Effect of Weather Station Selection on Parameterization of Modified Bartlett-Lewis Rectangular Pulse (BLRPM) and HSPF Models** 771
E. Dodangeh - K. Shahedi- K. Solaimani

**Evaluation of Soils Pollution to Chromium, Nickel and Cobalt as Affected by Ophiolitic Formations in Neyriz Region, Fars Province** 784
A. Salmanpour - M.H. Salehi- J. Mohammadi

**Evaluation of Nitrate Leaching and Nitrogen Uptake by Maize Under Irrigation with Raw and Treated Wastewater** 796
M. Amini - H. Ebrahimian

**Developing Point Spectro Transfer Functions in Soil Erodibility Prediction in VIS-NIR-SWIR Rang** 810
Y. Ostovari - Sh. Ghorbani-Dashtaki - H-A. Bahrami- M. Naderi, M. Abbasi

**Effect of Biochar Produced at Different Temperatures on Cadmium Availability in a Calcareous Soil Under Different Moisture Regims Over Time** 821
B. Afrasiabi - E. Adhami - H.R. Owliaei

**Assessment of Kermanshah Province Atmospheric DustContamination with Selected Heavy Metals Using Pollution IndexesDuring the Summer 0** 834
S. Ahmadi Doabi - M. Afyuni- M. Karami

**Study of Potassium Status and Evaluating Chemical Extractants for Estimating Available K in Some Soils of Olive Orchards of Fars Province** 845
M. Ahrari - H.R. Owliaie- E. Adhami – M. Najafi Ghiri

**Effects of Environmental Factors and Recovered Sulfur in Shahid Hashemi Nezhad Gas Refinery on the Soils Quality for Irrigation** 862
M. Tajbakhshian - M. H. Mahmudy Gharaie - A. Mahboubi - R. Mussavi Harami- I. Ejlali

**Micromorphological and Mineralogical Assessment of Suteh Peat Swamp Forest, Golestan Province** 873
T. Eslamkish - M. Kurdi

**Assessment of Arsenic Contamination Probability of Groundwater in Hamedan-Bahar Basin Using Geostatistical Methods** 885
M. Touzandejani – A. Soffianian – N. Mirghaffari – M. Soleimani

**Effects of Zinc and Phosphorus Levels on Yield, Nutrients Uptake and Zinc Recovery and Agronomic Efficiency in Potato** 899
R. Motalebifard

**Study on Potassium Release from Mica Minerals and its Alteration as Influenced by Microbial Inoculation** 914
M. R. Sarikhani - O. Madani – Sh. Oustan

**Investigation of the Optimal Method of Data Processing to Increase Accuracy of Simulation of Surface Soil Salinity (Case study: *MARVAST*)** 928
A. Habibipoor – A. Talebi – A. A. Karimian – F. Dehghani – M. H. Mokhtari
**Statistical Modeling of Soil Salinity on Large Scale** 942
Y. Hasheminejhad- M. Homaee - A. Noroozi
**Effect of Long- term Agricultural Practices on Soil Iron Oxides Forms and Mineralogy in the Vertisols of the Piranshahr Region** 955
S. Rezapour - H. Azhah
**Gravel, cobbles and boulders Percentage mapping using Close-Range Photogrammetry (Case Study: The Tehran-Karaj Plain)** 968
Behzad Rayegani
**Providing Monthly Composite APHRODITE-Observed Precipitation Data over Iran's Southwest Watersheds** 984
I. Babaeian - M. Karimian- H. Ashouri- R. Modirian- L. Khazanedari- Sh. Malbusi- M. Kuhi- **A. Mohamadian- E. Fattahi**
**Temperature Trend Analysis by Considering the Hurst Coefficient (Case Study: West Azarbayjan Province)** 1000
F. Ahmadi - M. Nazeru Tahroudi - R. Mirabbasi Najaf Abadi

# WATER AND SOIL

**(AGRICULTURAL SCIENCES AND TECHNOLOGY)**

**Vol . 31 No. 3 Jul.-Agu 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 |
| Fotovat, A. | Soil Science | Prof., Ferdowsi University of Mashhad |
| Ghaemi, A.A. | Irrigation and Drainage | Assoc. Prof., Shiraz University |
| Kamali, Gh. | Agricultural Meteorology | Assoc. Prof., Islamic Azad University, Tehran |
| Khormali, F. | Soil Science | Prof., Agricultural Sciences & Natural Resources University of Gorgan |
| Kiani, A.R. | Irrigation and Drainage | Prof., Agricultural and Natural Resources Res. Center of Golestan Province |
| Lakzian,A. | Soil Science | Prof., Ferdowsi University of Mashhad |
| Mahdian, M.H. | Irrigation and Drainage | Prof., Soil Conservation and Watershed Management Research Institute |
| Mosaedi, A. | Irrigation and Civil Eng. | Prof., Ferdowsi University of Mashhad |
| Mousavi Baygi, M | Agricultural Meteorology | Prof., Ferdowsi University of Mashhad |
| Oustan, Sh. | Soil Science | Assoc. Prof., Tabrzi University |
| Sanaei-Nejad, S.H. | Agricultural Meteorology | Assoc. Prof., Ferdowsi University of Mashhad |

**Publisher:** 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).**