

- ارزیابی آلودگی رودخانه آجی‌چای در محدوده دشت تبریز براساس تغییرات مکانی و زمانی شاخص‌های کیفی IRWQI و NSFQI ۱۲۰۲
زینب پاشازاده لاله- هادی جعفری- عبدالرضا واعظی هیر
- برآورد نفوذ در آبیاری موجی با استفاده از روش نقطه‌ای نفوذسنج موجی ۱۲۱۹
آرام زارعی- تیمور سهرابی- حسن اوجاقلو- زینب بیگدلی
- تأثیر فائوژرات مگنتیت و برخی از ترکیبات حاوی آهن بر فراهمی آرسنیک، آهن، روی و مس خاک ۱۲۳۱
شهربانو حسنی- محمد بابااکبری- محمودرضا نیستانی- محمدامیر دلاور
- تأثیر باکتری‌های محرک رشد گیاه بر فعالیت برخی آنزیم‌های منطقه ریزوسفر تحت تنش سرب و کادمیم ۱۲۴۳
سمانه عبداللهی- احمد گلچین- فاطمه شهرباری
- اثر تخریب جنگل و تغییر پوشش گیاهی روی شاخص‌های اکولوژیکی لایه آلی و معدنی خاک ۱۲۵۷
یحیی کوچ- میلاد عزیزی مهر
- تأثیر شوری آب آبیاری بر میزان رشد و زنده‌مانی کرم خاکی (*E. fetida*) ۱۲۷۷
قاسم رحیمی- فاطمه کریمی
- بررسی شاخص اصلاح‌شده سرزمین در ارزیابی تناسب سرزمین و تصحیح روابط آن ۱۲۸۷
محسن باقری بداغ‌آبادی
- بررسی وضعیت تغذیه‌ای سیب‌زمینی (*Solanum tuberosum* L.) در استان خراسان رضوی با روش "انحراف از درصد بینه" ۱۳۰۱
مسعود دادپور- بصیر عطاردی
- پایامد آلودگی هم‌زمان کادمیم و سرب بر شاخص‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک ۱۳۱۱
ناهید آزادی- فایز رئیسی
- ارزیابی کارکرد زیست‌محیطی پخش سیلاب از نظر ترسیب کربن در خاک و گیاه ۱۳۲۵
محمدجواد روستا- کوکب عنایتی- سید مسعود سلیمان‌پور- کورش کمالی
- تغییر اقلیم در ایران از دیدگاه تغییرات آب قابل بارش، نم ویژه و باد برداری ۱۳۳۹
سید محمد جعفر ناظم‌السادات- لیلی عباسی- صدیقه مهر‌آور
- پیش‌نگری نمایه‌های حدی دما بر اساس سناریوهای RCP در شمال شرق کشور ۱۳۵۳
سعیده کوزه‌گران- محمد موسوی بایگی- ایمان باباییان
- ارزیابی کیفیت محصولات پخار آب باندهای IR و Near-IR مادیس در ایران ۱۳۶۹
علی سام خانیانی- ذهیر نیکرفتار

Contents

- Assessment of Aji-Chay River Pollution in Tabriz Plain Area Using Water Quality Indices 1218
Z. Pashazadeh Laleh - H. Jafari - A.R. Vaezi Hir
- Point Estimation of Infiltration in Surge Irrigation Using Surge Infiltrimeter Method 1230
A. Zaree - T. Sohrabi- H. Ojaghlo- Z. Bigdeli
- Effect of Magnetite Nanoparticles and Some Iron-Containing Compounds on the Availability of Arsenic, Iron, Zinc and Copper in Soil 1242
Sh. Hasani - M. Babaakbari Sari - M.R. Neyestani - M.A. Delavar
- The Effects of Plant Growth Promoting Rhizobacteria on the Activity of some Enzymes in Rizosphere Soils under Lead and Cadmium Stress 1255
S. Abdollahi - A. Golchin - F. Shahryari
- The Effect of Deforestation and Vegetation Cover Change on the Ecological Indices of Soil Organic and Mineral Layers 1275
Y. Kooch - M. Azizi Mehr
- Effect of Salinity on Growth and Survival of Earthworm *Eisenia fetida* 1285
G. Rahimi - F. Karimi
- Assessment of Corrected Land Index in Land Suitability Evaluation and Adjusting its Functions 1298
M. Bagheri Bodaghabadi
- Investigation of Nutritional Status of Potato (*Solanum tuberosum* L.) in Khorasan Razavi Province by "Deviation from Optimum Percentage" (DOP) Method 1309
M. Dadivar- B. Atarodi
- Consequences of Co-contamination of Cadmium and Lead on Soil Biochemical and Microbiological Properties 1324
N. Azadi - F. Raiesi
- Assessment of Environmental Performance of Flood Spreading with Respect to Carbon Sequestration in Soil and Plant 1338
M.J. Roustaa - K. Enayati- S.M. Soleimanpour- K. Kamali
- Climate Change in Iran Based on Changes in Precipitable Water, Specific Humidity and Wind Data 1351
S.M.J. Nazemosadat - L. Abbasi- S. Mehravar
- Temperature Extreme Indices Projection Based on RCP Scenarios in Northeast of Iran 1368
S. Kouzegaran - M. Mousavi Baygi- I. Babaecian
- Quality Assessment of MODIS Water Vapor Products in IR and Near-IR Bands over Iran 1383
A. Sam-Khaniani - Z. Nikraftar

آب و خاک

(علوم و صنایع کشاورزی)

با شماره پروانه 21/2015 مورخه 1368/4/11 و درجه علمی - پژوهشی شماره 26524 تاریخ 1373/10/19 از

وزارت علوم، تحقیقات و فناوری

جلد 34 شماره 6 بهمن - اسفند سال 1399

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

صاحب امتیاز: دانشگاه فردوسی مشهد

مدیر مسئول:

رضا ولیزاده

سر دبیر:

امیر فتوت

اعضای هیئت تحریریه:

استاد - علوم خاک (دانشگاه تبریز)	اوستان، شاهین
استادیار - آبیاری (دانشگاه اوکلاهما، امریکا)	تقوئیان، صالح
دانشیار - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)	خراسانی، رضا
استاد - علوم خاک (دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان)	خرمالی، فرهاد
استاد - آبیاری و زهکشی (دانشگاه فردوسی مشهد)	علیزاده، امین
استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)	فتوت، امیر
استاد - خاکشناسی (دانشگاه گریفیت، استرالیا)	قدیری، حسین
دانشیار - هواشناسی کشاورزی (دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات تهران)	کمالی، غلامعلی
استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)	لکزیان، امیر
استاد - آبیاری و زهکشی (دانشگاه تهران)	لیاقت، عبدالمجید
استاد - آبیاری و مهندسی عمران (دانشگاه فردوسی مشهد)	مساعدی، ابوالفضل
استاد - هواشناسی کشاورزی (دانشگاه فردوسی مشهد)	موسوی بایگی، محمد

ناشر: انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد

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

این نشریه در پایگاههای زیر نمایه شده است:

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

پست الکترونیکی: jswa3@um.ac.ir

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

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

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

مندرجات

- 1203 ارزیابی آلودگی رودخانه آجی جای در محدوده دشت تبریز براساس تغییرات مکانی و زمانی شاخص های کیفی NSFQI و IRWQI
زینب پاشازاده لاله - هادی جعفری - عبدالرضا واعظی هیر
- 1219 برآورد نفوذ در آبیاری موجی با استفاده از روش نقطه ای نفوذسنج موجی
آرام زارعی - تیمور سهرابی - حسن اوجاقلو - زینب بیگدلی
- 1231 تأثیر نانوذرات مگنتیت و برخی از ترکیبات حاوی آهن بر فراهمی آرسنیک، آهن، روی و مس خاک
شهربانو حسنی - محمد بابا اکبری ساری - محمود رضا نیستانی - محمدامیر دلاور
- 1243 تأثیر باکتری های محرک رشد گیاه بر فعالیت برخی آنزیم های منطقه ریزوسفر تحت تنش سرب و کادمیم
سمانه عبداللهی - احمد گلچین - فاطمه شهریار
- 1257 اثر تخریب جنگل و تغییر پوشش گیاهی رویشگاه بر شاخص های اکولوژیکی لایه آلی و معدنی خاک
یحیی کوچ - میلاد عزیزی مهر
- 1277 تأثیر شوری آب آبیاری بر میزان رشد و زنده ماندن کرم خاکی (*E. fetida*)
قاسم رحیمی - فاطمه کریمی
- 1287 بررسی شاخص اصلاح شده سرزمین در ارزیابی تناسب سرزمین و تصحیح روابط آن
محسن باقری بداع آبادی
- 1301 بررسی وضعیت تغذیه ای سیب زمینی (*Solanum tuberosum* L.) در استان خراسان رضوی با روش "انحراف از درصد بهینه"
مسعود دادپور - بصیر عطاردی
- 1311 پیامد آلودگی هم زمان کادمیم و سرب بر شاخص های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک
ناهید آزادی - فایز رئیسی
- 1325 ارزیابی کارکرد زیست محیطی پخش سیلاب از نظر ترسیب کربن در خاک و گیاه
محمدجواد روستا - کوکب عنایتی - سید مسعود سلیمان پور - کورش کمالی
- 1339 تغییر اقلیم در ایران از دیدگاه تغییرات آب قابل بارش، نم ویژه و باد برداری
سید محمد جعفر ناظم السادات - لیلی عباسی - صدیقه مهرآور
- 1353 پیش تگری نمایه های حدی دما بر اساس سناریوهای RCP در شمال شرق کشور
سعیده کوزه گران - محمد موسوی بایگی - ایمان باباییان
- 1369 ارزیابی کیفیت محصولات بخار آب باندهای IR و Near-IR مادیس در ایران
علی سام خانیانی - ذهیر نیکرفتار

مقاله پژوهشی

ارزیابی آلودگی رودخانه آجی چای در محدوده دشت تبریز براساس تغییرات مکانی و زمانی

شاخص های کیفی NSFQI و IRWQI

زینب پاشازاده لاله^۱ - هادی جعفری^{۲*} - عبدالرضا واعظی هیر^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۳/۲۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۸/۱۲

چکیده

رودخانه آجی چای از مهم ترین رودخانه های جاری در استان آذربایجان شرقی و یکی از بزرگترین رودهای ورودی به دریاچه ارومیه می باشد که از دشت تبریز عبور می نماید. به دلیل تمرکز صنایع مختلف، کشاورزی و مناطق شهری در این دشت، این رودخانه مهم مستعد آلودگی و تخریب کیفی می باشد. در این تحقیق به منظور ارزیابی آلودگی این رودخانه براساس تغییرات مکانی و زمانی شاخص بنیاد ملی بهداشت آمریکا در دو فرم ضربی (NSFWQI_{Im}) و افزایشی (NSFWQI_a) و شاخص کیفی منابع آب سطحی ایران (IRWQI_{Sc})، تعداد ۱۶ ایستگاه نمونه برداری در طول مسیر رودخانه تعیین و طی دو فصل تر (اردیبهشت ماه ۹۵) و خشک (شهریور ماه ۹۵) اقدام به نمونه برداری گردید. پارامترهای هدایت الکتریکی، دما، اکسیژن محلول و pH در صحرا و کل جامدات محلول، کدورت، یون های اصلی، نیترات، فسفات، اکسیژن خواهی زیستی، اکسیژن خواهی شیمیایی و آلایندگی های زیستی (کلی فرم مدفوعی) در آزمایشگاه اندازه گیری شد. مطابق نتایج، افزایش مقادیر شاخص های کیفی در مسیر جریان رودخانه ضمن عبور از مناطق شهری، کشاورزی و صنعتی مشاهده شده که بیانگر آلودگی و تخریب کیفی آب رودخانه به سمت پایین دست می باشد. میانگین مقادیر فرم های افزایشی و ضربی شاخص بنیاد ملی بهداشت آمریکا در فصل تر به ترتیب برابر ۳۹/۸ و ۲۵/۸ و در فصل خشک برابر ۲۹/۵ و ۱۶/۸ و متوسط شاخص کیفیت منابع آب سطحی ایران برابر ۱۴/۵ در فصل تر و ۱۴/۸ در فصل خشک محاسبه شده که نشان دهنده کیفیت پایین تر رودخانه در فصل خشک نسبت به فصل تر ناشی از تغییرات در رژیم جریان و آبدهی آن می باشد. ارزیابی کیفی رودخانه آجی چای با استفاده از شاخص های مورد بررسی نشان دهنده وضعیت بد تا خیلی بد رودخانه در اکثر ایستگاه ها به خصوص قسمت های میانی دشت تبریز می باشد. این موضوع بیانگر تخریب کیفی رودخانه آجی چای در اثر ورود آلودگی از منابع آلاینده به ویژه فاضلاب شهری و پساب صنعتی بوده و لزوم مدیریت و بهبود کیفی این رودخانه مهم از طریق شناسایی، پایش و کنترل مستمر منابع آلاینده، جلوگیری از تخلیه فاضلاب خام به رودخانه، الزام به تصفیه فاضلاب های صنعتی قبل از تخلیه به رودخانه و نظارت بر عملکرد تصفیه خانه های موجود (نظیر تصفیه خانه شهرک صنعتی چرمشهر) را مشخص می نماید.

واژه های کلیدی: آذربایجان شرقی، تخریب کیفی، فاضلاب، کلی فرم، طبقه بندی کیفی، نیترات

مقدمه

فاضلاب های شهری، نیاز به مدیریت کیفی منابع آبی بیشتر احساس شده و لذا لازم است برای اطلاع رسانی عموم مردم و اتخاذ شیوه هایی برای کاهش تخریب کیفیت آب برنامه ریزی لازم انجام شود. با پایش های متعددی که در طول مسیر منابع آبی در زمان های مختلف صورت می گیرد، اطلاعات پایه و اولیه ای برای سنجش کیفیت آب به دست می آید که با توجه به این اطلاعات می توان وضعیت کیفی آب را مشخص نمود.

پایش کیفیت منابع آب اغلب موجب تولید داده های پیچیده ای می شود که حاوی اطلاعات زیادی درباره رفتار منابع آب بوده و نیاز به روش های مناسبی برای تحلیل و تفسیر دارند. یکی از این روش ها، شاخص کیفی آب (Water Quality Index, WQI) می باشد. شاخص های کیفی ابزاری مناسب و ساده برای تعیین وضعیت و شرایط

کیفیت آب در هر محل منعکس کننده اثر عوامل مختلف مانند زمین شناسی، شرایط اقلیمی و منابع آلاینده انسانی می باشد. در طول دهه های اخیر با توجه به بحران منابع آبی به دلیل استفاده نادرست و یا آلودگی آب در اثر تخلیه زه آب های کشاورزی، پساب های صنعتی و

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد زمین شناسی زیست محیطی و دانشیار هیدروژئولوژی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود
(Email: h_jafari@shahroodut.ac.ir) * - نویسنده مسئول:

۳- دانشیار هیدروژئولوژی گروه علوم زمین، دانشگاه تبریز
DOI: 10.22067/jsw.v34i6.80732

کیفی پساب‌های اراضی از دو بعد مکانی و زمانی با استفاده از شاخص کیفیت آب ایران (۲۰)، ارزیابی کیفیت آب رودخانه زرین‌گل در استان گلستان (۲۱) و بررسی کیفیت آب رودخانه‌های کرج و کن (۱) اشاره نمود.

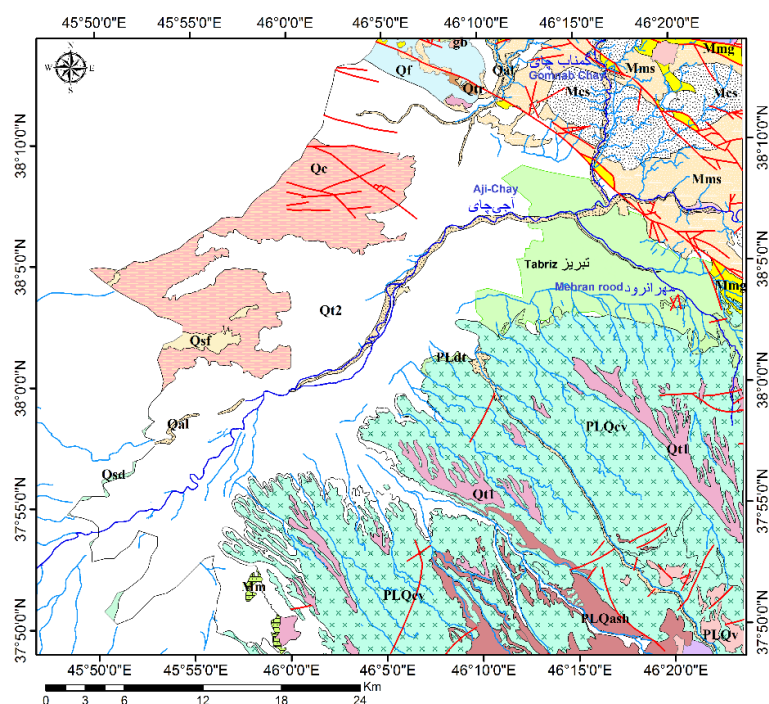
در سایر نقاط دنیا نیز مطالعاتی مشابه در خصوص ارزیابی و پهنه بندی منابع آبی با استفاده از شاخص‌های کیفی صورت گرفته است. آکویونلو و آکینار (۲) مطالعه‌ای را با استفاده از شاخص‌های کیفی بر روی کیفیت آب دریاچه سپانکا در ترکیه انجام دادند. در این مطالعه علاوه بر بیان وجود تهدیدی جدی در زیست‌مغذی شدن آب دریاچه به اصلاح شاخص کیفی NSFQI، به‌منظور رسیدن به نتایج مفید و کافی با استفاده از پارامترهای محدودتر پرداخته شد و با توجه به عدم در نظر گرفتن پارامتر کلی‌فرم مدفوعی در شاخص اصلاح‌شده در مقایسه با شاخص قبلی مشخص گردید کلی‌فرم مدفوعی دارای اثر قابل توجهی بر طیف وسیعی از امتیاز شاخص کیفی می‌باشد. با این وجود تعداد پارامترهای مورد استفاده برای تعیین شاخص کیفی می‌تواند با پارامترهای اندازه‌گیری شده در دسترس، متفاوت باشد. بر این اساس عامل وزن نیز برای هر پارامتر متفاوت خواهد بود. لذا این محققین تفاوت در مقادیر شاخص‌های کیفی را به دلیل اختلاف در انتخاب پارامترهای کیفی آب بیان نمودند. شارما و کانسال (۲۲) با استفاده از اطلاعات به‌دست آمده از نتایج آنالیز آب در چهار ایستگاه در طول رودخانه یامونا در دهلی نو به مدت ۱۰ سال نشان دادند که با توجه به تخلیه انواع فاضلاب‌ها به رودخانه، حتی پس از اجرای طرح کاهش آلودگی، رودخانه یامونا بسیار آلوده بوده و برای هیچ استفاده‌ای مناسب نمی‌باشد. امدی و همکاران (۳) با استفاده از شاخص آلودگی فلزی و تکنیک‌های آماری، با تعیین دوازده محل نمونه‌برداری در طول رودخانه چنچاگا در شمال نیجریه نشان دادند که کیفیت آب رودخانه تحت تاثیر فرایندهای طبیعی و فعالیتهای انسانزاد در حوضه آبریز می‌باشد، به‌طوری‌که غلظت بالای کلسیم و منیزیم در برخی نقاط به‌دلیل هوازدهی و انحلال سنگ بستر، نیترات ناشی از فعالیتهای کشاورزی، کودهای شیمیایی و رواناب شهری و غلظت بالای فلزات مرتبط با اکتشاف و بهره‌برداری طلا در منطقه می‌باشد. کیفیت رودخانه گنگا و محل تلاقی آن با رودخانه یامونا در منطقه الله‌آباد هند با استفاده از شاخص کیفی بررسی شده است (۲۳). برای ارزیابی کیفیت رودخانه از هشت محل پس از باران‌های موسمی نمونه‌برداری شده و پارامترهای فیزیکی و شیمیایی مورد آنالیز قرار گرفت. نتایج نشان داد کیفیت آب رودخانه گنگا در طول مسیر خود به‌دلیل تخلیه فاضلاب‌های خانگی و صنعتی و نیز رها کردن خاکستر مردگان به‌داخل رودخانه کاهش یافته است. افندی و واردیاتنو (۸) در مطالعه خود کیفیت آب رودخانه کامبالوانگ واقع در پارک ملی هالیمون سالاک اندونزی را با استفاده از شاخص NSFQI مورد بررسی قرار دادند. ایشان شاخص کیفی را مناسب برای ارزیابی و

کیفیت آب هستند که در آنها داده‌های مربوط به چند پارامتر کیفیت آب در یک فرمول ریاضی وارد می‌شوند و به‌وسیله یک عدد، میزان سلامتی آب را نشان می‌دهند. این عدد با یک مقیاس نسبی که گویای کیفیت آب از بسیار بد تا عالی است، دسته‌بندی می‌شود. همه کشورها برای پهنه‌بندی کیفی منابع آب سطحی خود از شاخص‌های مختلفی استفاده کرده‌اند. در ایران نیز مطالعاتی در این زمینه انجام شده است. برای مثال شمسایی و همکاران (۱۷) طی سه سال و با به‌کار بردن شاخص اورگان (OWQI)، شاخص‌های بنیاد ملی بهداشت آمریکا (NSFWQI_m و NSFQI_a) و شاخص کیفی بریتیش کلمبیا (BCWQI) اقدام به بررسی و پهنه‌بندی کیفی رودخانه کارون و دز کردند. نتایج این مطالعه نشان داد شاخص NSFQI_m شاخصی مناسب برای پهنه‌بندی این رودخانه می‌باشد. کیفیت آب سد مخزنی کرخه در شمال غربی خوزستان به‌منظور انتخاب شاخص کیفی مناسب علمی برای پایش مداوم اثرات احتمالی این سازه بزرگ آبی بر کیفیت آب رودخانه کرخه مورد بررسی قرار گرفت (۱۳). در این مطالعه با استفاده از چهار شاخص کیفی معتبر NSFQI_m، NSFQI_a، OWQI و شاخص دینیوس، کیفیت آب در چهار ایستگاه نمونه‌برداری به صورت هر دو ماه یک بار و سالیانه مورد ارزیابی قرار گرفته است. نتایج این مقایسه نشان داد شاخص NSFQI_m تغییرات کیفی آب سد کرخه را بهتر از دیگر شاخص‌ها نشان می‌دهد. برای بررسی کیفیت آب دریاچه تالابی زریوار (زریوار) از شاخص‌های مؤسسه ملی بهداشت آمریکا (NSFWQI) با به‌کارگیری ۹ پارامتر کیفی، شاخص اورگان (OWQI) با استفاده از ۸ پارامتر و شاخص کیفی کانادا (CWQI) با کاربرد ۲۲ پارامتر اصلی استفاده گردید (۷). نقشه پهنه‌بندی دریاچه زریوار از نظر شاخص‌های NSFQI و OWQI نشان داد که آب دریاچه با توجه به شاخص NSFQI در محدوده کیفی متوسط و از نظر شاخص OWQI در محدوده بسیار بد قرار دارد. کیفیت آب دریاچه از نظر شاخص CWQI به طور کلی بد، برای آشامیدن خوب، برای آبیاری بد و برای تفریح، آبیاری و استفاده احشام عالی بیان گردید. مفتاح هلقی (۱۱) به‌منظور بررسی وضعیت کیفی بخشی از آب رودخانه اترک واقع در استان گلستان، از شاخص‌های NSFQI، BCWQI و روش شاخص ساده مدیریتی سید استفاده نمود. شاخص‌های کیفی نشان دادند که به‌غیر از اولین ایستگاه بالادست که در تمامی فصل‌ها وضعیت نسبی خوبی دارد، سایر ایستگاه‌ها در شرایط متوسط تا بد می‌باشند. از دیگر مطالعات ارزیابی کیفیت منابع آب در ایران با استفاده از شاخص‌های کیفی می‌توان به بررسی کیفیت آب سد آیدوغموش در حوالی میانه (۱۸)، ارزیابی کیفیت آب رودخانه هیروچایی در خلخال (۱۴)، بررسی کیفیت رودخانه گل گل ایلام با استفاده از شاخص NSFQI (۱۲)، بررسی کیفیت آب رودخانه دوهزار تنکابن (۱۹)، بررسی آلودگی تالاب چغاخور در استان چهارمحال و بختیاری با تحلیل تأثیرات کمی و

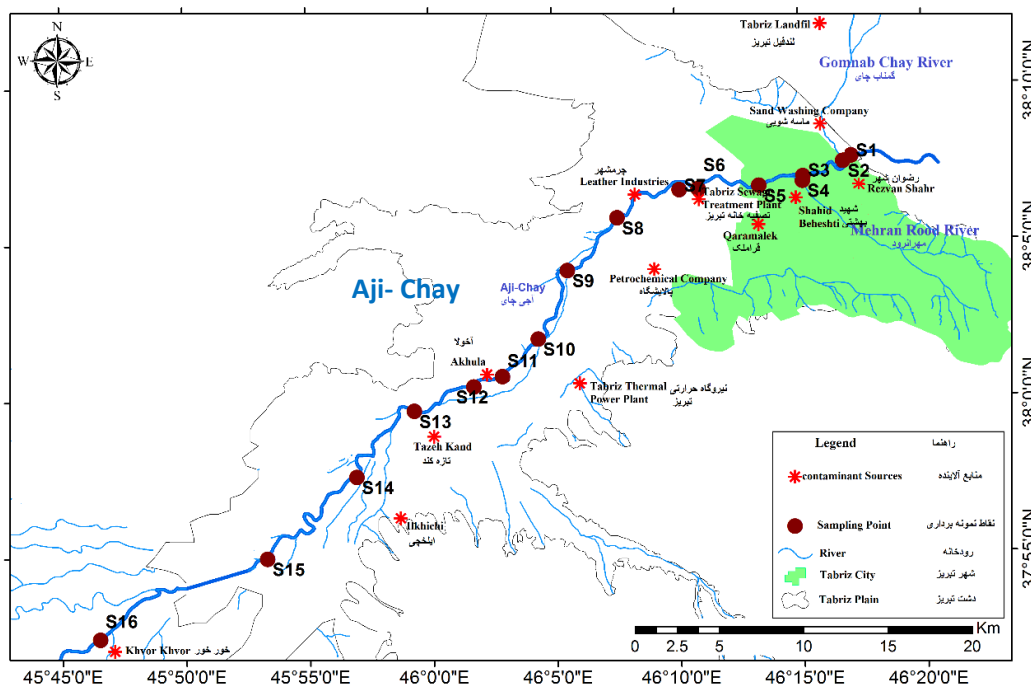
تأمین‌کننده آب دریاچه ارومیه بوده که از دشت تبریز عبور می‌نماید. به‌دلیل تمرکز صنایع مختلف، کشاورزی و مناطق شهری در حاشیه رودخانه در این دشت، این رودخانه مهم مستعد آلودگی می‌باشد. لذا هدف از مطالعه حاضر بررسی کیفی و ارزیابی آلودگی رودخانه آجی‌چای در محدوده دشت تبریز با استفاده از تغییرات زمانی و مکانی شاخص‌های کیفی رایج می‌باشد.

مدیریت کیفی آب و نیز مفید برای اقدامات لازم جهت بهبود کیفیت آب دانسته و بر اساس تجزیه و تحلیل شاخص آلودگی، آب رودخانه را در رده خوب طبقه‌بندی نمودند. نتایج نشان داد فعالیت‌های کشاورزی و نیروگاه آبی واقع در بالادست، هیچ تأثیر منفی بر کیفیت آب این رودخانه ندارد.

رودخانه آجی‌چای یکی از مهم‌ترین و اصلی‌ترین رودخانه‌های جاری در استان آذربایجان شرقی و از بزرگترین رودهای ورودی



شکل ۱- موقعیت و نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه
Figure 1- Location and geological map of the study area



شکل ۲- موقعیت نقاط نمونه‌برداری و منابع آلاینده احتمالی رودخانه آجی‌چای

Figure 2- Location of sampling points and possible contaminant sources along the Aji-Chay river

تبریز را می‌پوشاند (شکل ۱).

روش تحقیق

با استفاده از تصاویر هوایی گوگل ارث (Google Earth) و انجام عملیات صحرایی جهت شناسایی منابع آلاینده احتمالی در طول مسیر رودخانه آجی‌چای، تعداد ۱۶ ایستگاه در محدوده دشت تبریز انتخاب شده (شکل ۲) و نمونه‌برداری از محل هر ایستگاه طی دو فصل تر (اردیبهشت ماه ۹۵) و خشک (شهریور ماه ۹۵) با رعایت روش‌ها و اصول استاندارد انجام شده است (۱۵). مهمترین منابع آلاینده شناسایی شده در مسیر رودخانه آجی‌چای شامل منابع شهری (فاضلاب رضوانشهر، شهرک شهید بهشتی، پساب تصفیه‌خانه فاضلاب تبریز و فاضلاب روستاهای پایین‌دست)، منابع صنعتی (فاضلاب چرمشهر، پتروشیمی و نیروگاه)، منابع کشاورزی (زمین‌های کشاورزی مجاور رودخانه) و منابع متفرقه (لندفیل و فاضلاب ماسه‌شویی) بوده است (شکل ۲). لازم به ذکر است تخلیه تعدادی از این منابع آلاینده نظیر خروجی ماسه‌شویی، فاضلاب چرمشهر، پساب نیروگاه و پساب تصفیه‌خانه فاضلاب تبریز به داخل رودخانه آجی‌چای در زمان نمونه‌برداری کاملاً مشهود بوده و ثبت شده است.

ظروف مورد استفاده برای نمونه‌برداری به‌منظور آنالیز مواد آلی (BOD و COD) ظروف شیشه‌ای تیره رنگ استریل شده انتخاب شدند. نمونه‌ها برای انجام سایر آنالیزهای مورد نیاز در بطری‌های از جنس پلی‌اتیلن جمع‌آوری گردید. نمونه‌برداری از ۵ سانتی‌متری زیر

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

محدوده مطالعاتی تبریز در استان آذربایجان شرقی و در حد فاصل $37^{\circ} 45' 32''$ تا $38^{\circ} 28' 25''$ عرض شمالی و در حوضه آبریز دریاچه ارومیه قرار دارد. آجی‌چای بزرگترین رودخانه دائمی محدوده مطالعاتی تبریز به‌شمار می‌رود که از دامنه‌های جنوب‌شرقی کوه سبلان و دامنه‌های شمالی رشته کوه بزقوش سرچشمه گرفته و وارد این محدوده مطالعاتی و دشت تبریز می‌شود. آجی‌چای یکی از مهم‌ترین رودهای ورودی به دریاچه ارومیه است (۲۶). مهران‌رود و گمناب‌چای سرشاخه‌های اصلی آجی‌چای بوده که در محدوده دشت تبریز به آجی‌چای می‌ریزند (شکل ۱). آب رودخانه در منطقه مورد مطالعه بیشتر برای کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرد.

منطقه مورد مطالعه با توجه به داده‌های ایستگاه سنوپتیک تبریز طی دوره ۳۰ ساله (۱۳۹۴-۱۳۶۴) دارای اقلیم نیمه خشک-خشک سرد بوده و متوسط دما و بارندگی سالانه منطقه به ترتیب $13/3^{\circ}$ درجه سانتی‌گراد و $245/5$ میلی‌متر می‌باشد.

سازندهای متعلق به دوره میوسن (سازند قرمز فوقانی) در شمال شرقی منطقه مورد مطالعه و واحدهای سنگی پلیوسن در دامنه ارتفاعات جنوبی دشت و نهشته‌های کواترنر که به‌شکل اراضی تپه ماهور با رسوبات تراسی و مخروط افکنه هستند، پهنه اصلی دشت

رابطه ۲ (فرم ضربی) $NSFWQI_m = \prod_{i=1}^n I_i^{w_i}$ که در این روابط n تعداد پارامترها، I_i زیر شاخص هر پارامتر و w_i فاکتور وزنی می‌باشد. مقادیر فاکتور وزنی در جدول ۱ برای پارامترهای مورد استفاده در این شاخص ارائه گردیده است. مقادیر هر زیر شاخص (I_i) با استفاده از نرم‌افزار آنالیز WQI Calculator و بر اساس منحنی‌های امتیاز (شکل ۳) محاسبه شده و در نهایت کیفیت آب بر اساس جدول ۲ طبقه‌بندی گردید. شاخص کیفی منابع آب سطحی ایران ($IRWQI_{sc}$) طبق رابطه ۳ محاسبه شده است:

$$IRWQI_{sc} = \left[\prod_{i=1}^n I_i^{w_i} \right]^{\frac{1}{\gamma}} \quad \text{و} \quad \gamma = \sum_{i=1}^n w_i \quad \text{رابطه ۳}$$

که در آن w_i وزن پارامتر i ام، n تعداد پارامترها و I_i مقدار شاخص برای پارامتر i ام بر اساس منحنی امتیاز می‌باشند. وزن هر پارامتر با استفاده از جدول ۳ و مقادیر زیرشاخص‌ها با استفاده از منحنی‌های امتیاز (شکل ۴) محاسبه شده است.

لازم به ذکر است به دلیل عدم اندازه‌گیری پارامتر آمونیم در نمونه‌های برداشت شده از رودخانه آجی‌چای، عدد وزنی آن طبق راهنمای محاسبه شاخص کیفیت منابع آب ایران بین پارامترهای دیگر به طور یکسان توزیع گردید، به طوری که مجموع وزن‌ها برابر یک می‌باشد. پس از محاسبه شاخص $IRWQI_{sc}$ طبقه‌بندی کیفی آب مطابق جدول ۴ انجام شده است.

پایین بودن هدایت الکتریکی در شاخه‌های فرعی گمناب‌چای ($S2$) و مهران‌رود ($S4$) نسبت به ایستگاه‌های قبلی، هدایت الکتریکی رودخانه آجی‌چای را در طول مسیر کاهش داده است. افزایش اندک هدایت الکتریکی و TDS به سمت پایین دست جریان دیده می‌شود.

سطح آب پس از چند بار شستشوی بطری‌ها با آب رودخانه انجام شده و پس از پرشدن کامل بطری‌ها و خروج هوای داخل آنها درب بطری محکم بسته شده است. لازم به ذکر است درب بطری‌های استریل شده در زیر آب باز شده و بعد از پر شدن آب دوباره در زیر آب بسته شد. نمونه‌ها درحین انتقال به آزمایشگاه در محفظه خنک حاوی یخ خشک نگهداری شده تا از فعالیت میکروارگانیسم‌ها در مدت انتقال به آزمایشگاه جلوگیری شود. میزان اکسیژن محلول (DO) در محل با استفاده از دستگاه DO متر (AZ مدل ۸۴۰۳)، pH با استفاده از دستگاه pH متر (AZ مدل ۸۶۰۱) و هدایت الکتریکی نیز با استفاده از دستگاه EC متر ($Hanna$ portable EC meter) اندازه‌گیری گردید. کدورت نمونه‌های آب بعد از هم‌زدن کامل نمونه آب برداشته شده از رودخانه و بلافاصله ریختن آن درون سل دستگاه توربیدی‌متر بر حسب NTU اندازه‌گیری گردید. یون‌های اصلی کلسیم و منیزیم برای محاسبه سختی نمونه آب به روش تیتراسیون بر اساس دستورالعمل روش‌های استاندارد (۱۵) و غلظت نیترات به روش اسپکتروفوتومتری اندازه‌گیری گردید. مقادیر فسفات نمونه‌ها نیز به روش کالریمتری تعیین گردید. میزان اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD) نمونه‌ها به روش تیتراسیون، اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی (BOD) با استفاده از دستگاه $OxiTop$ IS6 محصول شرکت WTW و مقدار کلی‌فرم موجود در نمونه‌ها به روش MPN (۹ لوله‌ای) در آزمایشگاه اندازه‌گیری گردید.

برای ارزیابی آلودگی رودخانه آجی‌چای از شاخص‌های کیفی بنیاد ملی بهداشت آمریکا ($NSFWQI$) و شاخص کیفی منابع آب سطحی ایران ($IRWQI_{sc}$) استفاده شده است. شاخص $NSFWQI$ به صورت دو فرم رایج افزایشی ($NSFWQI_a$) و ضربی ($NSFWQI_m$) طبق روابط ۱ و ۲ محاسبه گردید:

$$NSFWQI_a = \sum_{i=1}^n w_i I_i \quad \text{رابطه ۱ (فرم افزایشی)}$$

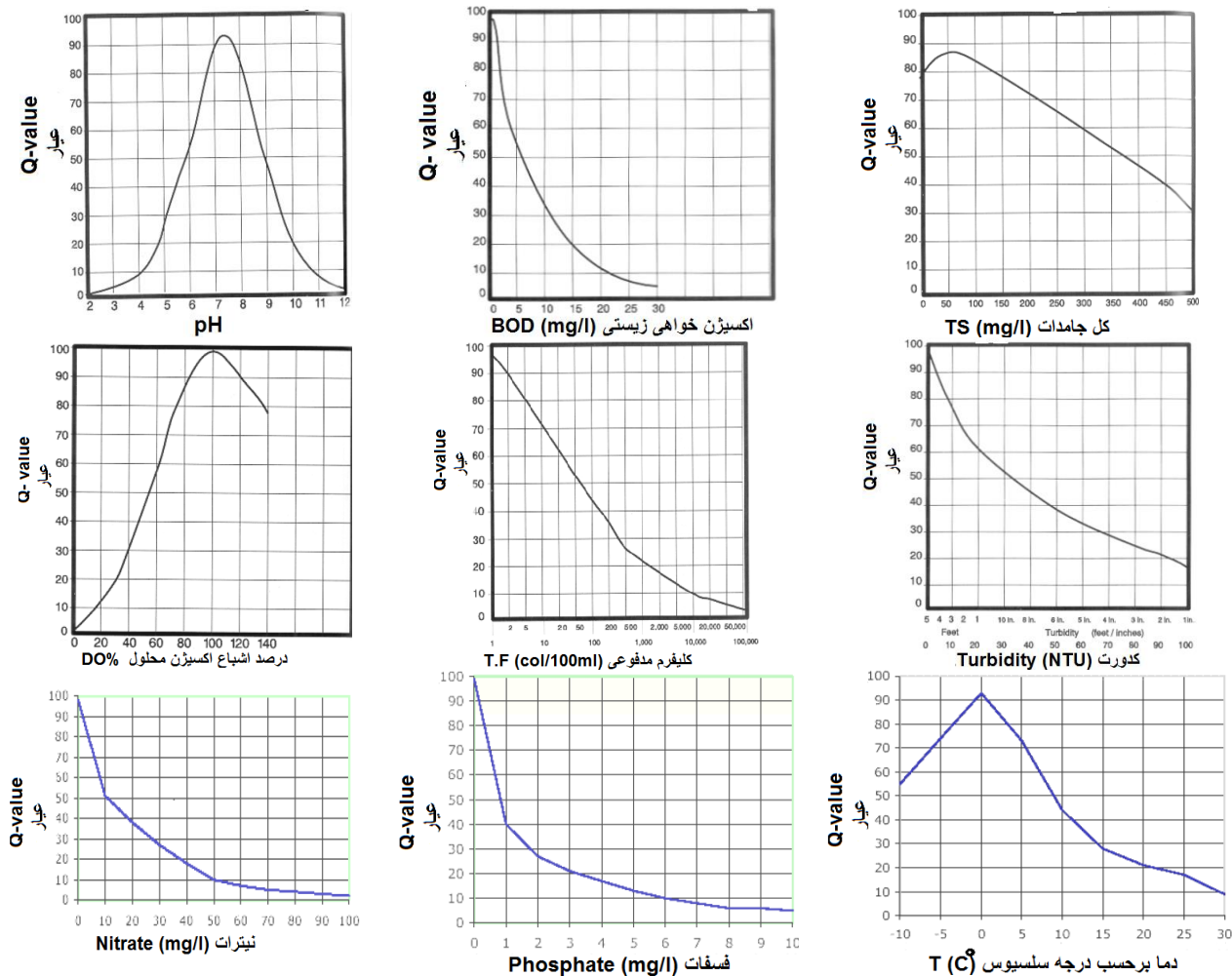
جدول ۱- مقادیر وزن هر پارامتر در شاخص $NSFWQI$ (۴)

Table 1- Weight of the parameters in the $NSFWQI$ index (4)

Parameters	پارامترها	وزن‌ها Weights (w_i)
Dissolved oxygen (DO)	اکسیژن محلول	0.17
Fecal coliform (FC)	کلیفرم مدفوعی	0.16
pH	pH	0.11
BOD (5-day) (BOD_5)	اکسیژن‌خواهی زیستی	0.11
Nitrates	نیترات	0.10
Phosphates	فسفات	0.10
Temperature	درجه حرارت	0.10
Turbidity	کدورت	0.08
Total solids (TS)	جامدات کل	0.07
Total	کل	1.00

بر سانتی متر و متوسط جامدات محلول حدود ۲۳۰۷ و ۳۲۶۵ میلی گرم بر لیتر اندازه گیری شده است. pH آب رودخانه آجی چای در هر دو فصل در حد طبیعی ۶ تا ۸/۵ (۵) بوده و به سمت پایین دست رودخانه به دلیل ورود فاضلاب های شهری و صنعتی به تدریج افزایش یافته است. مقادیر سختی کل رودخانه آجی چای در فصل تر از ۱۸۵ تا ۱۲۷۶ میلی گرم بر لیتر کربنات کلسیم معادل و در فصل خشک از ۳۶۵/۳ تا ۳۸۲۸ میلی گرم بر لیتر کربنات کلسیم معادل متغیر است.

رودخانه آجی چای در فصل خشک عمدتاً شرایطی مشابه مهران رود داشته که به دلیل سهم بیشتر این شاخه فرعی در دبی رودخانه به سمت پایین دست می باشد. در فصل تر به دلیل سهم بیشتر شاخه اصلی و گمناب چای و با توجه به شوری بیشتر این شاخه ها، هدایت الکتریکی رودخانه بعد از ایستگاه S4 مشابه شاخه اصلی و گمناب چای می شود. متوسط هدایت الکتریکی رودخانه آجی چای در دو فصل تر و خشک به ترتیب برابر ۴۱۷۳/۶ و ۶۸۷۲ میکروزیمنس



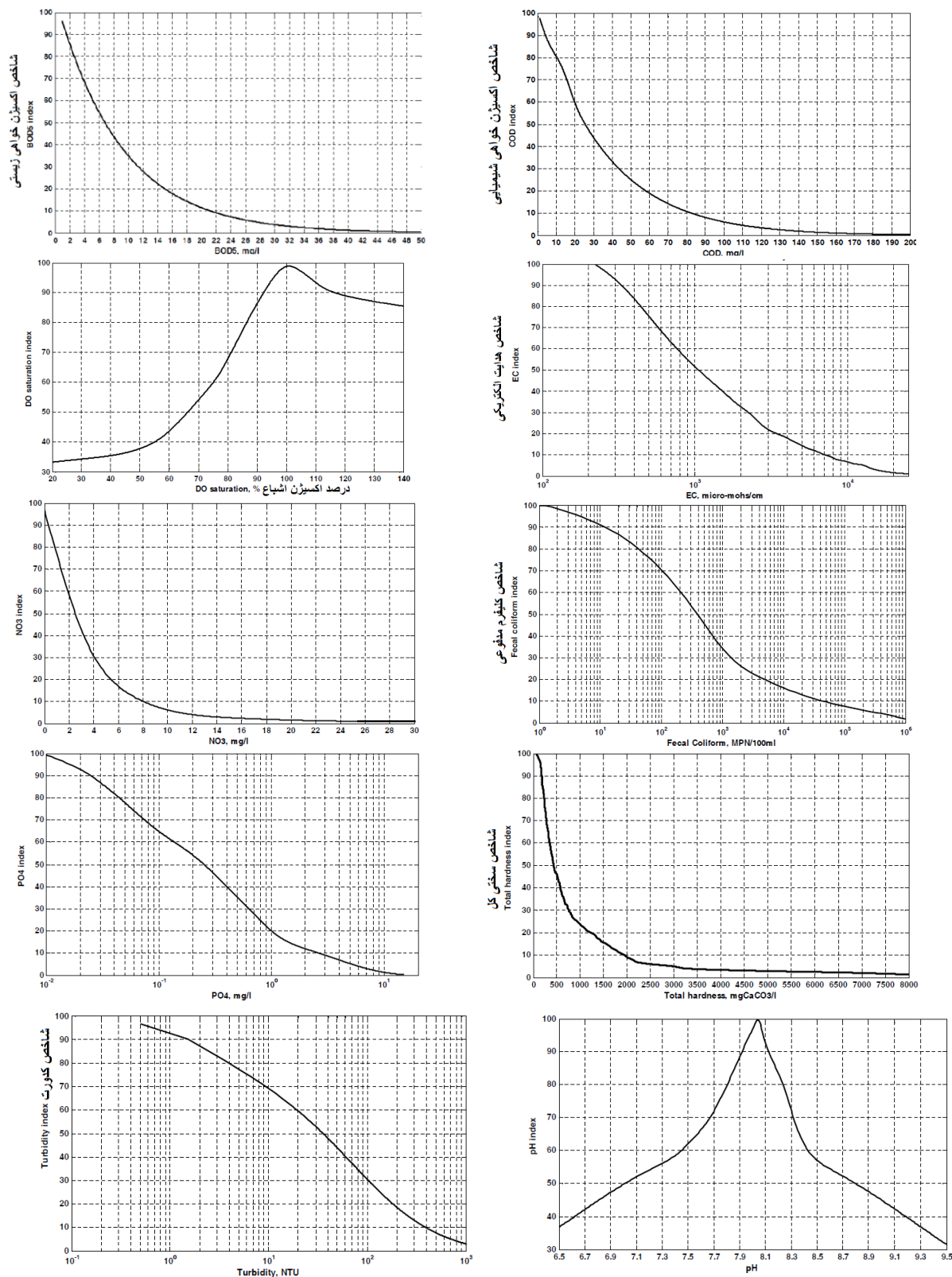
شکل ۳- محاسبه زیر شاخص ها در شاخص کیفی NSFQI

Figure 3- Calculation of sub-indices in NSFQI index

جدول ۲- طبقه بندی کیفیت آب بر اساس شاخص NSFQI (۴)

Table 2- Water quality classification based on NSFQI index (4)

مقادیر شاخص WQI value	طبقه بندی	Classification	رنگ	Color
0-25	خیلی بد	Very bad	قرمز	Red
25-50	بد	Bad	نارنجی	Orange
50-70	متوسط	Medium	زرد	Yellow
70-90	خوب	Good	سبز	Green
90-100	عالی	Excellent	آبی	Blue



شکل ۴- محاسبه زیر شاخص‌ها در شاخص کیفی IRWQIsc
Figure 4- Calculation of sub-indices in IRWQIsc index

جدول ۳- مقادیر وزن هر پارامتر در شاخص IRWQI_{Sc}
Table 3- Weight of the parameters in the IRWQI_{Sc} index

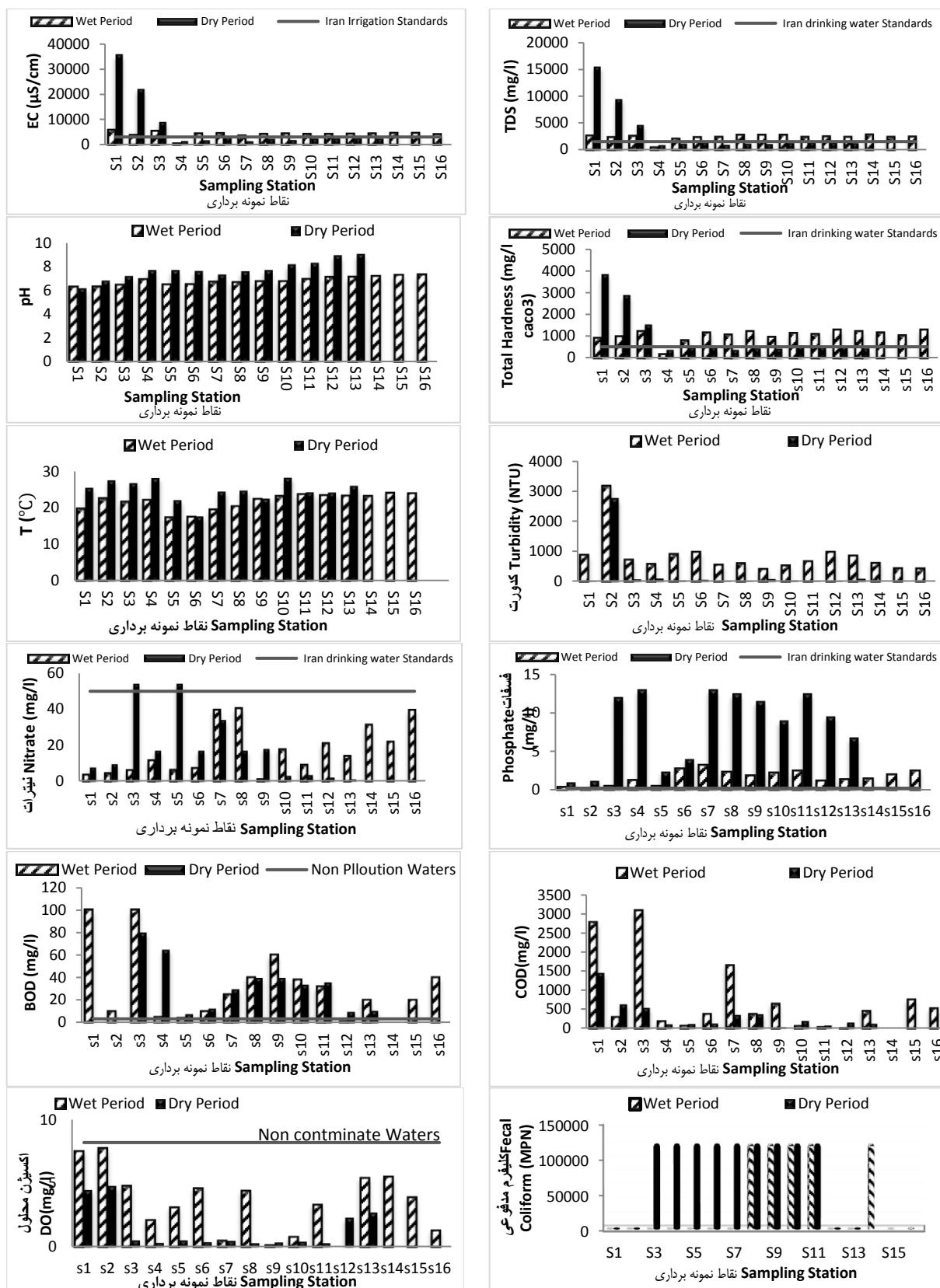
وزن‌ها Weights (wi)	پارامترها	Parameters
0.140	کلیفرم مدفوعی	Fecal coliform
0.117	اکسیژن خواهی زیستی	BOD (5-day)
0.108	نیترات	Nitrates
0.097	اکسیژن محلول	Dissolved oxygen
0.096	هدایت الکتریکی	Electrical conductivity
0.093	اکسیژن خواهی شیمیایی	COD
0.090	آمونیم	Ammonia
0.087	فسفات	Phosphates
0.062	کدورت	Turbidity
0.059	سختی	Hardness
0.051	pH	pH
1.00	کل	Total

جدول ۴- طبقه‌بندی کیفیت آب بر اساس شاخص IRWQI_{Sc}
Table 4- Water quality classification based on IRWQI_{Sc} index

رنگ	Color	طبقه بندی	Classification	مقادیر شاخص WQI Value
بنفش	Violet	خیلی بد	Very bad	< 15
قرمز	Rad	بد	Bad	15-29.9
نارنجی	Orange	نسبتاً بد	Fairly Bad	30-44.9
زرد	Yellow	متوسط	Medium	45-55
سبز	Green	نسبتاً خوب	Fair	55.1-70
آبی روشن	Light Blue	خوب	Good	70.1-85
آبی تیره	Dark Blue	عالی	Excellent	> 85

براساس طبقه‌بندی کیفی آب (۲۱) اغلب نمونه‌های آب برداشت شده از رودخانه در رده خیلی سخت قرار می‌گیرند. مقدار مجاز کدورت طبق استاندارد آب شرب ایران ۵ NTU بوده که مقادیر اندازه‌گیری شده در همه نمونه‌های برداشته شده از رودخانه آبی‌چای بالاتر از این حد بوده، که دلیل آن گذر رودخانه آبی‌چای از سازند قرمز فوقانی در قسمت‌های بالادست می‌باشد. غلظت نیترات موجود در آب رودخانه آبی‌چای در فصل تر از ۱/۱ میلی‌گرم بر لیتر تا ۴۰/۱ میلی‌گرم و در فصل خشک از ۱/۲ میلی‌گرم بر لیتر تا ۵۴ میلی‌گرم بر لیتر متغیر می‌باشد که در فصل خشک در برخی نواحی از حد مجاز (۵۰ mg/l) تجاوز کرده است. در مطالعه‌ای مشابه با عنوان ارزیابی و طبقه‌بندی کیفی آب رودخانه آبی‌چای با استفاده از شاخص کیفیت آب (۲۴)، بهترین کیفیت آب در بالادست (نرسیده به شهر سراب) و سرچشمه رودخانه آبی‌چای و پایین‌ترین کیفیت در پایین‌دست رودخانه (زیر پل بین المللی تبریز-مروند) تعیین شده است. این تغییرات ناشی از تخلیه فاضلاب‌های انسانی و همچنین فاضلاب‌های کشتارگاه و دیگر واحدهای صنعتی به مهران‌رود در محدوده شهر تبریز بوده که در نتیجه الحاق آن به آبی‌چای باعث افزایش بار آلودگی رودخانه آبی

چای گردیده است (۹). نتایج مطالعات قبلی انجام شده در سایر رودخانه‌ها ضمن تایید نتایج تحقیق حاضر، بیانگر تاثیر هر دوی عوامل زمین‌زاد و انسان‌زاد در کیفیت آب رودخانه‌ها می‌باشد. برای مثال بررسی تأثیر سازند قرمز زیرین بر کیفیت آب رودخانه آلمالوچای نشان داد کیفیت نمونه‌های پایین‌دست رودخانه به دلیل وجود مارن سفید رنگ سازند قرمز تخریب شده و به سمت پایین‌دست کیفیت آب زیرزمینی نامناسب‌تر می‌شود (۱۶). ارزیابی کیفیت رودخانه خرم‌آباد با بررسی تغییرات غلظت املاح محلول کل، سختی کل و هدایت الکتریکی در فصول مختلف نشان داد که به دلیل وجود سازندهای گچی و نمکی منطقه زاگرس، هدایت الکتریکی رودخانه افزایش یافته و آب رودخانه در رده خیلی سخت و غلظت املاح محلول در حیطه آب‌های نسبتاً شور تا شوری متوسط قرار می‌گیرد (۶). ارزیابی کیفی آب رودخانه چهل‌چای از طریق اندازه‌گیری هدایت الکتریکی، اسیدیته و غلظت یون‌های اصلی و جامدات محلول نشان داد عامل اصلی کنترل‌کننده شیمی آب رودخانه (با تیپ غالب بی‌کربناته سدیک) سازندهای زمین‌شناسی می‌باشند (۲۵).



شکل ۵- تغییرات پارامترهای کیفی در طول رودخانه آجی چای
Figure 5- Spatial variations of quality parameters along the Aji-Chay River

محللول همخوانی دارد، نشان‌دهنده تأثیر فاضلاب و پساب‌های صنعتی ورودی به رودخانه آجی‌چای و آلودگی آن می‌باشد. متوسط میزان اکسیژن محلول در نمونه‌های رودخانه آجی‌چای در فصل تر و خشک به ترتیب $3/6$ و $1/3$ میلی گرم بر لیتر می‌باشد. مقادیر کلی‌فرم‌های مدفوعی (FC) در هر دو فصل از صفر تا بیشتر از ۱۱۰۰۰۰ در هر ۱۰۰ میلی لیتر آب متغیر می‌باشد. افزایش کلی‌فرم‌های مدفوعی و بنابراین آلودگی بیولوژیکی رودخانه بعد از عبور شاخه اصلی رودخانه آجی‌چای از شهر بیانگر منشأ انسانزاد آن می‌باشد. نسبت کلی‌فرم‌های مدفوعی به کل کلی‌فرم اندازه‌گیری شده در هر دو فصل بالای $0/1$ بوده که منشأ انسانی کلی‌فرم‌ها (۱۰) ناشی از تخلیه فاضلاب به داخل رودخانه را به اثبات می‌رساند.

غلظت فسفات در فصل تر از $0/3$ تا $3/2$ میلی گرم بر لیتر و در فصل خشک از ۱ میلی گرم تا ۱۳ میلی گرم بر لیتر متغیر بوده و در طول مسیر رودخانه آجی‌چای به سمت پایین دست افزایش یافته، به-طوری که در همه ایستگاه‌ها مقادیر آن بالاتر از حد استاندارد (mg/l) $0/2$ می‌باشد. مقادیر BOD در نمونه‌های آب برداشته شده از رودخانه آجی‌چای در فصل تر از ۱ تا ۱۰۰ میلی گرم و در فصل خشک از صفر تا ۸۰ میلی گرم بر لیتر تغییر می‌کند. طبق استاندارد محیط زیست ایران میزان BOD بیشتر از ۵ نشان‌دهنده آلودگی آب می‌باشد. مقادیر COD نیز در فصل تر از ۱۵ تا 3084 میلی گرم و در فصل خشک از ۳۵ تا 1440 میلی گرم بر لیتر متغیر بوده است. افزایش BOD و COD در ایستگاه‌های S7 تا S11 که با کاهش اکسیژن

جدول ۵- مقادیر متوسط پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب رودخانه آجی‌چای

Table 5- Average values of the quality parameters measured in water samples from Aji- Chay River

Parameters	پارامترها	Minimum Value		Maximum Value		Average	
		مقادیر کمینه		مقادیر بیشینه		میانگین	
		Wet (تر)	Dry (خشک)	Wet (تر)	Dry (خشک)	Wet (تر)	Dry (خشک)
EC ($\mu\text{S/cm}$)	هدایت الکتریکی	509	1430	5750	35700	4173.6	6872
pH	pH	6.3	6.17	7.33	9.05	6.8	7.7
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	درجه حرارت	17.3	17.6	23.9	28.2	21.6	24.7
Turbidity (NTU)	کدورت	420	10	3178.5	2760	841.8	256.3
TDS (mg/l)	کل جامدات محلول	457.3	972.8	2737.3	15480	2307	3265
Hardness	سختی	185.1	365.3	1276	3828.1	1034.2	986.2
NO_3 (mg/l)	نیتрат	1.1	1.2	40.1	54	17.1	18.3
PO_4 (mg/l)	فسفات	0.03	1	3.17	13	1.6	8.3
DO (mg/l)	اکسیژن محلول	0.15	0.31	7.7	4.7	3.4	1.3
BOD (mg/l)	اکسیژن خواهی زیستی	1	0	100	80	31.5	28.2
COD (mg/l)	اکسیژن خواهی شیمیایی	15.2	0	3084	1440	710.1	286.5
Fecal Coliform (MPN)	کلیفرم مدفوعی	< 300	< 300	>110000	>110000	-	-

وجود کلی‌فرم مدفوعی از شاخص کیفی بالاتری برخوردار بوده و بنابراین کیفیت بهتری دارند. در بقیه ایستگاه‌ها به‌خصوص ایستگاه‌های ابتدایی (S_3 و S_4) و ایستگاه‌های میانی (S_7 تا S_{12}) کیفیت آب رودخانه به دلیل تخلیه انواع فاضلاب‌های خانگی و صنعتی و همچنین رواناب کشاورزی در پایین‌ترین حد خود یعنی در رده خیلی بد قرار می‌گیرد.

محاسبه شاخص‌های کیفی در رودخانه آجی‌چای

شاخص کیفیت آب بنیاد ملی بهداشت آمریکا (NSFWQI) برای نمونه‌های برداشت‌شده از رودخانه آجی‌چای در فصول تر و خشک به هر دو فرم افزایشی (NSFWQI_a) و ضربی (NSFWQI_m) محاسبه و نتایج در جدول ۶ ارائه شده است. در محاسبه شاخص NSFWQI وزن پارامترهایی مانند اکسیژن محلول و کلی‌فرم مدفوعی بالا بوده و بنابراین در محاسبه این شاخص نقش بیشتری دارند. تغییرات هر دو شاخص کیفی NSFWQI در شکل ۶ نشان داده شده است. مشاهده می‌شود ایستگاه اول (ورودی دشت) و شاخه فرعی گمناب‌چای (ایستگاه دوم) در هر دو فصل تر و خشک نسبت به ایستگاه‌های پایین دست خود به دلیل بالا بودن میزان اکسیژن محلول و عدم

جدول ۶- مقادیر عددی محاسبه شده شاخص NSFQWI و رده‌بندی کیفی رودخانه آجی چای

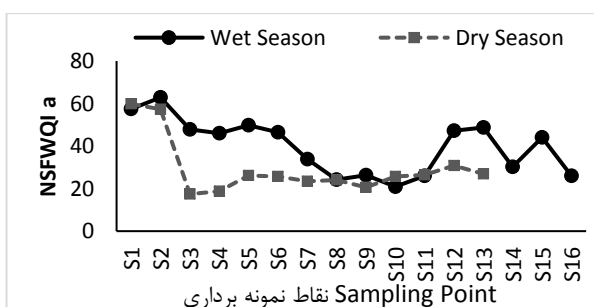
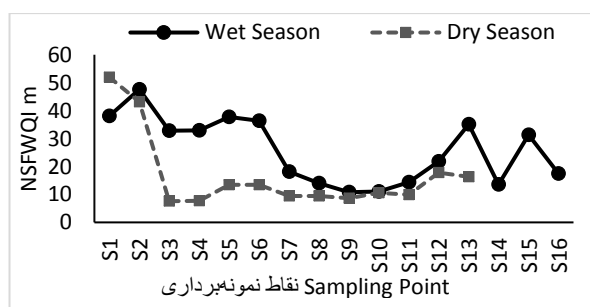
Table 6- Calculated values of NSFQWI and classification of the Aji-Chay river

Sample نمونه	Wet Season فصل تر				Dry Season فصل خشک			
	NSFWQI _a	Class	NSFWQI _m	Class	NSFWQI _a	Class	NSFWQI _m	Class
S ₁	57.40	Medium	38.10	Bad	59.80	Medium	51.90	Medium
S ₂	62.80	Medium	47.60	Bad	57.30	Medium	43.00	Bad
S ₃	47.80	Bad	32.70	Bad	17.40	Very bad	7.50	Very bad
S ₄	46.00	Bad	32.90	Bad	18.70	Very bad	7.70	Very bad
S ₅	49.70	Bad	37.70	Bad	26.10	Bad	13.40	Very bad
S ₆	46.40	Bad	36.30	Bad	25.60	Bad	13.50	Very bad
S ₇	33.80	Bad	18.10	Very bad	23.50	Very bad	9.40	Very bad
S ₈	24.20	Very bad	14.00	Very bad	24.00	Very bad	9.30	Very bad
S ₉	26.30	Bad	10.80	Very bad	20.50	Very bad	8.60	Very bad
S ₁₀	20.90	Very bad	10.90	Very bad	25.60	Bad	10.50	Very bad
S ₁₁	25.90	Bad	14.40	Very bad	26.40	Bad	9.80	Very bad
S ₁₂	47.20	Bad	21.70	Very bad	30.70	Bad	17.80	Very bad
S ₁₃	48.60	Bad	35.00	Bad	26.90	Bad	16.30	Very bad
S ₁₄	30.20	Bad	13.50	Very bad	-	-	-	-
S ₁₅	44.00	Bad	31.30	Bad	-	-	-	-
S ₁₆	25.90	Bad	17.40	Very bad	-	-	-	-

Medium: متوسط Bad: بد Very Bad: خیلی بد

شاخه گمناب‌چای، عمدتاً شرایط کیفی رودخانه مشابه شاخه فرعی مهران‌رود (S₄) شده که این موضوع به دلیل سهم بیشتر این شاخه فرعی در دبی (آبدهی) رودخانه به سمت پایین‌دست در فصل خشک می‌باشد. تاثیر شاخه فرعی مهران‌رود در کیفیت رودخانه آجی‌چای در دوره خشک پس از عبور آن از منطقه شهری تبریز، سبب تخریب کیفیت رودخانه آجی‌چای شده و همان‌طور که ملاحظه می‌شود تاثیر آن در فصل خشک به دلیل کاهش حجم آب و بنابراین بارآلودگی بالاتر آن نسبت به فصل تر بیشتر می‌باشد. این موضوع سبب فاصله گرفتن نمودارهای مربوط به دوره‌های خشک و تر در محدوده پایین دست شاخه فرعی مهران‌رود می‌باشد. مقادیر شاخص در سایر ایستگاه‌ها در دوره‌های خشک و تر نسبتاً مشابه می‌باشد.

در هر دو فصل تر و خشک، بخش ابتدایی و انتهایی رودخانه از کیفیت مناسب‌تری برخوردار بوده که این موضوع مرتبط با عدم وجود منابع آلاینده در بخش ابتدایی و رخداد احتمالی پدیده خودپالایی در قسمت‌های انتهایی رودخانه می‌باشد. بدیهی است بهبود نسبی کیفیت در دوره تر به دلیل افزایش حجم آب در رودخانه قابل انتظار می‌باشد که این موضوع با افزایش عدد شاخص NSFQWI دیده می‌شود (شکل ۶). اختلاف اعداد شاخص NSFQWI در دوره‌های تر و خشک که در محدوده ایستگاه‌های S₃ تا S₇ دیده می‌شود، مرتبط با تغییر رژیم جریان (آبدهی) رودخانه آجی‌چای در دوره‌های خشک و تر می‌باشد. رودخانه آجی‌چای در دوره تر به دلیل سهم بیشتر شاخه اصلی ورودی به دشت و شاخه فرعی گمناب‌چای (S₂) در دبی رودخانه، کیفیتی مشابه آنها دارد. لیکن در فصل خشک به دلیل قطع جریان در



شکل ۶- وضعیت کیفی رودخانه آجی‌چای براساس دو فرم شاخص NSFQWI (مقادیر بالاتر نشان‌دهنده کیفیت بهتر رودخانه می‌باشد)

Figure 6- Quality status of the Aji-Chay river based on NSFQWI (higher values represent the better qualities)

مورد بررسی قرار گرفته و نتایج محاسبه این شاخص و طبقه‌بندی کیفیت رودخانه آجی‌چای بر اساس آن در جدول ۷ ارائه شده است. با توجه به این شاخص اکثر نمونه‌های آب در رده بد و خیلی بد قرار گرفتند. در محاسبه شاخص کیفی آب سطحی ایران پارامترهای کلی فرم مدفوعی، اکسیژن خواهی بیولوژیکی و نترات دارای بیشترین وزن می‌باشند. وجود مقادیر بالای این پارامترها در تعدادی از ایستگاه‌ها دلیل کاهش کیفیت رودخانه در محل آنها می‌باشد. برای مثال ایستگاه S₃ به دلیل ورود فاضلاب خام شهری (فاضلاب منطقه رضوانشهر) و ایستگاه‌های S₇ تا S₉ به دلیل تجمع مراکز صنعتی در هر دو فصل تر و خشک دارای بدترین کیفیت آب می‌باشند (شکل ۷). با توجه به شاخص IRWQI_{SC} در فصل تر از ۶۳ کیلومتر طول شاخه اصلی رودخانه آجی‌چای حدود ۷/۴۳ کیلومتر در رده بد و بقیه طول رودخانه در رده خیلی بد قرار می‌گیرد. در فصل خشک نیز با در نظر گرفتن طول قسمت خشک‌شده رودخانه آجی‌چای حدود ۳/۹ کیلومتر در رده نسبتاً بد، ۱۴/۴ کیلومتر در رده بد و ۱۷/۱ کیلومتر در رده خیلی بد قرار گرفتند. با توجه به این شاخص بدترین کیفیت آب مربوط به قسمت‌های ابتدایی (ایستگاه‌های S₄ و S₃) و میانی دشت (S₇ تا S₁₂) به دلیل ورود انواع فاضلاب‌ها به رودخانه آجی‌چای می‌باشد.

بر اساس شاخص NSFQI_a از حدود ۶۳ کیلومتر طول شاخه اصلی رودخانه آجی‌چای واقع در دشت تبریز طی فصل تر، ۶۱۲/۱ متر از محل نمونه‌برداری در ورودی دشت تا شاخه فرعی گمناب‌چای در رده متوسط، حدود ۵۳/۴ کیلومتر در رده بد و ۹/۶ کیلومتر در رده خیلی بد قرار دارد. در فصل خشک نیز با در نظر گرفتن طول قسمت خشک‌شده رودخانه آجی‌چای (ایستگاه S₁₄ به بعد) حدود ۱۵/۸ کیلومتر از شاخه اصلی (بعد از ایستگاه دوم) در رده بد و حدود ۱۸/۹ کیلومتر دیگر در رده خیلی بد قرار گرفتند.

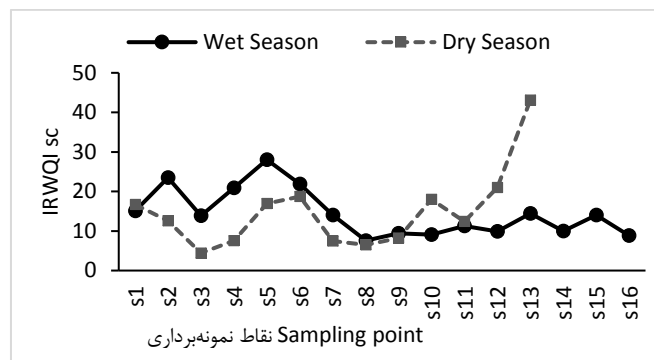
بر اساس شاخص NSFQI_m نیز طی فصل تر، حدود ۲۲/۴ کیلومتر از شاخه اصلی رودخانه آجی‌چای در رده بد و حدود ۴۱/۱ کیلومتر نیز در رده خیلی بد قرار دارند. در فصل خشک نیز کل مسیر رودخانه بعد از ایستگاه دوم (شاخه فرعی گمناب‌چای) در رده خیلی بد قرار می‌گیرد. در مجموع بر اساس نتایج شاخص کیفی NSFQI بخش زیادی از طول رودخانه آجی‌چای از کیفیت بد و خیلی بدی برخوردار می‌باشند که این موضوع تاثیر منابع آلاینده مختلف شهری مجاور این رودخانه (شکل ۲) بر آلودگی و تخریب کیفیت آن را اثبات می‌نماید.

وضعیت کیفی رودخانه آجی‌چای بر اساس شاخص کیفی منابع آب سطحی ایران (IRWQI_{SC}) نیز برای هر دو فصل تر و خشک

جدول ۷- مقادیر عددی شاخص IRWQI_{SC} و رده‌بندی کیفی رودخانه آجی‌چای بر اساس آن
Table 7- Numerical Values of IRWQI_{SC} and quality classification of the Aji-Chay river

Sample نمونه	Wet Season فصل تر		Dry Season فصل خشک	
	WQI value مقادیر شاخص	Classification طبقه بندی	WQI value مقادیر شاخص	Classification طبقه بندی
S ₁	15.10	Bad	16.70	Bad
S ₂	23.40	Bad	12.50	Very bad
S ₃	13.80	Very bad	4.40	Very bad
S ₄	20.19	Bad	7.50	Very bad
S ₅	28.00	Bad	16.90	Bad
S ₆	21.80	Bad	18.70	Bad
S ₇	14.00	Very bad	7.40	Very bad
S ₈	7.50	Very bad	6.50	Very bad
S ₉	9.30	Very bad	8.20	Very bad
S ₁₀	9.00	Very bad	17.90	Bad
S ₁₁	11.20	Very bad	12.30	Very bad
S ₁₂	9.80	Very bad	20.90	Bad
S ₁₃	14.40	Very bad	43.00	Fairly bad
S ₁₄	9.90	Very bad	-	-
S ₁₅	14.00	Very bad	-	-
S ₁₆	8.80	Very bad	-	-

Fairly bad: نسبتاً بد Bad: بد Very bad: خیلی بد



شکل ۷- وضعیت کیفی رودخانه آجی‌چای براساس شاخص $IRWQI_{sc}$ (مقادیر بالاتر نشان‌دهنده کیفیت بهتر رودخانه می‌باشد)
Figure 7- Quality status of the Aji-Chay river based on $IRWQI_{sc}$ (higher values represent the better qualities)

مقایسه شاخص‌های کیفی

شاخص کیفی بنیاد ملی آمریکا (NSFWQI) پرکاربردترین شاخص در جهان بوده و از طرف سازمان محیط زیست ایران نیز مورد تأیید می‌باشد. پهنه‌بندی کیفی رودخانه آجی‌چای نشان داد استفاده از شاخص کیفی NSFWQI برای ارزیابی و طبقه‌بندی کیفی این رودخانه نتیجه‌بخش بوده و روند تغییرات کیفی آب در طول مسیر رودخانه با استفاده از آن قابل بررسی می‌باشد. از بین دو فرم افزایشی ($NSFWQI_a$) و ضربی ($NSFWQI_m$) این شاخص، فرم ضربی آن به دلیل اینکه فاقد حساسیت از نظر اثر یک پارامتر بد بر روی شاخص کلی است، نسبت به فرم افزایشی آن دارای برتری می‌باشد. محاسبه شاخص کیفی آب ایران $IRWQI_{sc}$ نیز نشان داد این شاخص مقادیری نزدیک به فرم ضربی شاخص کیفی NSFWQI داشته و استفاده از آن برای پهنه‌بندی رودخانه آجی‌چای مفید می‌باشد.

مقایسه دو فرم افزایشی و ضربی شاخص کیفی NSFWQI در دو فصل تر و خشک (جدول ۶) نشان می‌دهد پراکنش و مجموع تفاوت اعداد در هر دو شاخص نسبتاً مشابه بوده و لذا استفاده از هر دو شاخص برای پهنه‌بندی رودخانه مناسب می‌باشد. لیکن با توجه به عدم حساسیت فرم ضربی از نظر اثر یک پارامتر بد بر روی شاخص کلی، شاخص $NSFWQI_m$ نسبت به $NSFWQI_a$ برتری داشته و لذا جهت پهنه‌بندی رودخانه آجی‌چای پیشنهاد می‌گردد. مقایسه شاخص‌های $IRWQI_{sc}$ و $NSFWQI_m$ نیز نشان می‌دهد در فصل تر شاخص $IRWQI_{sc}$ نسبت به شاخص $NSFWQI_m$ تفاوت کیفیت‌های آب را بهتر نشان می‌دهد، در حالیکه در فصل خشک احتمالاً به دلیل حاکم بودن شرایط بد زیست‌محیطی شاخص $NSFWQI_m$ تفاوت کیفیت آب را بهتر از شاخص $IRWQI_{sc}$ نشان داده است.

نتیجه‌گیری

رودخانه آجی‌چای از مهمترین رودهای جاری در استان آذربایجان شرقی بوده که در طول مسیر خود از دشت تبریز تحت تاثیر

منابع آلاینده مختلفی قرار گرفته و در نهایت به دریاچه ارومیه می‌ریزد. در این مطالعه با استفاده از شاخص کیفیت آب بنیاد ملی بهداشت آمریکا (NSFWQI) در دو فرم افزایشی ($NSFWQI_a$) و ضربی ($NSFWQI_m$) و شاخص کیفیت آب سطحی ایران ($IRWQI_{sc}$) طبقه‌بندی کیفی این رودخانه در محدوده دشت تبریز انجام گردید. فرم‌های افزایشی و ضربی شاخص کیفیت آب بنیاد ملی بهداشت آمریکا به ترتیب با میانگین $39/8$ و $25/8$ در فصل تر و $29/5$ و $16/8$ در فصل خشک، نشان دهنده کیفیت پایین رودخانه به ویژه در فصل خشک می‌باشند. بر اساس این شاخص نمونه‌های ابتدای مسیر جریان (ورودی دشت) در هر دو فصل نسبت به ایستگاه‌های پایین دست کیفیت بهتری داشته و در رده متوسط کیفی قرار گرفتند. نمونه‌های مربوط به نواحی میانی و انتهایی دشت به دلیل تمرکز انواع آلاینده‌ها و تخلیه فاضلاب به رودخانه، کیفیت پایین‌تری داشته و در رده خیلی بد طبقه‌بندی می‌گردند. شاخص کیفیت منابع آب سطحی ایران نیز با میانگین عددی $14/5$ در فصل تر و $14/8$ در فصل خشک نشان‌دهنده کیفیت بد تا خیلی بد رودخانه آجی‌چای به دلیل ورود فاضلاب خام شهری و صنعتی به‌خصوص در نواحی میانی دشت می‌باشد. این موضوع لزوم مدیریت کیفی این منبع آبی ارزشمند را مشخص می‌نماید. شاخص‌های کیفی مورد استفاده در این مطالعه تغییرات کیفی رودخانه را در رده‌های متوسط تا خیلی بد طبقه‌بندی نمودند که از بین آنها فرم ضربی شاخص کیفیت آب بنیاد ملی بهداشت آمریکا ($NSFWQI_m$) و شاخص $IRWQI_{sc}$ با نتایج نسبتاً مشابه برای پهنه‌بندی رودخانه در راستای مدیریت و برنامه‌ریزی بهبود کیفیت آن توصیه می‌گردد.

سپاسگزاری

بدینوسیله از همکاری مدیران و کارشناسان کمیته تحقیقات شرکت آب منطقه‌ای آذربایجان شرقی بابت حمایت در انجام این پژوهش سپاسگزاری می‌گردد.

منابع

1. Alizadeh M., Mirzaei R., and Kia SH. 2017. Determining the spatial trend of water quality indices across Kan and Karaj River Basins. *Journal of Environmental Health Engineering* 4:3:243-256. (In Persian with English abstract)
2. Akkoyunlu A., and Akiner M.E. 2012. Pollution evaluation in streams using water quality indices: A case study from Turkey's Sapanca Lake Basin. *Ecol. Indic.*, 18: 501-511.
3. Amadi A.N., Yisa J., Ogbonnaya I.C., Dan-Hassan M.A., Jacob J.O., and Alkali Y.B. 2012. Quality evaluation of river chanchaga using metal pollution index and principal component analysis. *Geogr. Geol.*, 4: 2: 13.
4. Abbasi A., and Abbasi S.A. 2012. Water quality indices.
5. Chapman D.V. 1996. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring.
6. Daneshfar M., and Haghzadeh A. 2014 Trending and monitoring of water quality in up- and downstream of Khoram abad river, Notional Symposium of science and watershed management. (In Persian with English abstract)
7. Ebrahimpour S., and Mohammadzadeh H. Assessing and zoning of the water quality of Zarivar lake using qualitative indicators of CWQI,OWQI and NSFWQI. *Environmental Res.*, 4: 7: 137-146. (In Persian with English abstract)
8. Effendi H., and Wardiatno Y. 2015. Water quality status of Ciambulawung River, Banten Province, based on pollution index and NSF-WQI. *Procedia Environ. Sci.*, 24: 228-237.
9. Fataei A., Hassanpour H., Salehzade G., Gholizadeh S., and Mehrvarz M. 2010. Assessment and classification of Aji-Chay river using water quality index (WQI), National conference of water, clean water, Tehran. (In Persian with English abstract with English abstract)
10. Kenner B.A., Clark H.F., and Kabler P.W. 1961. Fecal streptococci I. Cultivation and enumeration of streptococci in surface waters," *Appl. Microbiol.*, 9(1): 15-20.
11. Meftah Helghi M. 2011. Water quality zonation using different quality indicators, Case study: Atrak River, water and soil conservation, 18: 2. (In Persian with English abstract)
12. Mohseni-Bandpey A., Majlesi M., and Kazempour A. 2014. Evaluation of Golgol river water quality in Ilam province based on the National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI). *Journal of Health in the Field* 1(4): 1-7 (In Persian with English abstract)
13. Nikoonahad A., Moazed H., and Kazembeigi F. 2010. Comparing Inices for Selecting the Best Index for Karkheh Dam. *Water Resourses Res.*, 3(4): 69-73. (In Persian with English abstract)
14. Parastar S., Poureshgh B., Dargahhi A., Poresgh Y., and Vosoughi M. 2013. Quality assessment of Hiroo River by NSFWQI and WILCOX indices in Khalkhal. *Health Journal* 4(3): 273-283. (In Persian with English abstract)
15. Rice E.W., Bridgewater L., Association A.P.H., Association A.W.W., and Federation W.E. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association.
16. Rezaei M., Ganjkhani M., and Saatsaz M. 2016. Investigation of the impact of the lower red formation on groundwater quality using geo-electric methods in Almalochy valley, Mahneshan, Zanjan, Iranian geological society symposium, Tehran, 2016. (In Persian with English abstract)
17. Shamsaei A., Zareh S.O., and Sarang A. 2004. The comparison of water indices and zoning quality in karoon and Dez rivers. *Water Wastewater*, 16(3): 39-48. (In Persian with English abstract)
18. Shokuhi R., Hosinzadeh E., Roshanaei G., Alipour M., and Hoseinzadeh S. 2012. Evaluation of Aydughmush Dam reservoir water quality by National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSF-WQI) and water quality parameter changes. *Health and Environmental* 4: 439-450 (In Persian with English abstract)
19. Sharifdini N.G., Amirnezhad R., and Saeb K. 2014. Qualification zoning of the Dohezar River according to NSFWQI and using GIS. *J Mazandaran Univ Med Sci.* 24:118:29-39. (In Persian with English abstract)
20. Samadi J. 2015. Survey of spatial-temporal impact of quantitative and qualitative of land use wastewaters on Choghakhor Wetland pollution using IRWQI Index and statistical methods. *Iranian Water Resources Research* 11(3): 159-171. (In Persian with English abstract)
21. Sadeghi M., Bay A., Bay N., Soflaie N., Mehdinejad M.H., and Mallah M. 2015. The survey of Zarin-Gol River water quality in Golestan Province using NSF-WQI and IRWQISC. *Journal of Health in the Field* 3:3:27-33. (In Persian with English abstract)
22. Sharma D., and Kansal A. 2011 Water quality analysis of River Yamuna using water quality index in the national capital territory, India (2000-2009). *Appl. water Sci.*, 1:3-4:147-157.
23. Sharma P., Meher P.K., Kumar A., Gautam Y.P., and Mishra K.P. 2014. Changes in water quality index of Ganges river at different locations in Allahabad. *Sustain. Water Qual. Ecol.*, 3: 67-76.
24. Todd D.K., and Mays L.W. 2005. Groundwater hydrology.
25. Teimoori A., Kaboli A., and Eslami A. 2013. Evaluation of quality and hydrochemistry of Chehel-Chay river, 8th conference of Iranian engineering geology society and environment. Mashahd. (In Persian with English abstract)
26. Yekom Consulting Engineers. 2012. Groundwater studies in plains of East Azerbaijan Province, East Azerbaijan Regional Water Authority Report. (In Persian)



Assessment of Aji-Chay River Pollution in Tabriz Plain Area Using Water Quality Indices

Z. Pashazadeh Laleh¹- H. Jafari^{2*}- A.R. Vaezi Hir³

Received: 12-06-2019

Accepted: 02-11-2020

Introduction: The water is the major key in sustainable development, so it is necessary to be managed and conserved. The quality of surface water resources is mainly controlled by natural or geogenic factors including chemistry of recharge water, soil and geology processes, as well as the man-made contaminant. Qualitative indicators are used as effective managing tools in decision making programs. Water quality indices (WQI) are the simple and suitable tools to determine the quality statue of the water. In order to calculate the water quality index, many parameters are integrated in mathematical formula to represent the quality condition of the water with a number which classifies the quality in the scales of the weak to excellent. Many water quality indices were introduced by researchers and organizations around the world. Aji-Chay, one of the most important flowing rivers in East-Azerbaijan province, northwest of Iran, is passing through Tabriz plain in its way and finally ends to the Uremia lake. Regarding the focused industrial zones, agricultural field and urban areas in this plain, the river is highly vulnerable to pollution and quality degradation. So, this study was aimed to assess the Aji-chay River based on quality indicators, in order to helps its better management.

Materials and Methods: In this research for assessing pollution of the Aji-Chay river using water quality indices, 16 sampling stations were located along the river and water samples were collected during wet (May 2016) and dry (September 2016) seasons. Electrical conductivity (EC), temperature, dissolved oxygen (DO) and pH were measured in the field and total dissolved solids (TDS), turbidity, major ions (Ca, Mg, Na, K, HCO₃, Cl, SO₄), nitrate (NO₃), phosphate (PO₄), biological oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD) and biological contaminants (fecal coliform) were determined in the laboratory. Quality indicators including the US national sanitary foundation water quality indices in the two forms of multiplicative (NSFWQI_m) and additive (NSFWQI_a) and Iranian surface water quality index (IRWQI_{sc}) were used to assess the quality of the Aji-Chay river.

Results and Discussion: Turbidity and Electrical conductivity (EC) is high at the upstream which is related to movement of the River in upper red formation (Miocene series) which enhances the chloride, sodium, calcium and sulfate. Arsenic concentrations are exceeding the drinking standards (0.01 ppm) across all samples mainly from a geogenic sources as well as discharge of wastewater in some areas. The elements Cd, Mn, Ni, Pb, Mo, Co, Zn, Fe and Al are mainly geogenic, whereas Cu, Ba and Cr are mostly originated from anthropogenic activities. Based on the results, river quality at the wet season is highly controlled by the main branch and Gomnab-Chay, but Mehran-rood plays the major role in downstream water quality at the dry season due to its higher discharge rate. The process was confirmed by Piper and Schoeller diagrams. Most of the parameters are increased in middle parts at the river where the concentrated sources of contaminates and discharge of wastewater increased the organic and biological constituents and nutrients especially in dry season. Assessing the river quality for agricultural uses based on modified Wilcox diagram shows except for Mehran-rood, the other samples are unsuitable for agriculture and the dry season quality is better than the wet season. Based on the results, increase in most parameters and so, pollution and quality degradation of the river are observed to the downstream. Assessing quality of the Aji-Chay river using US national sanitary foundation water quality indices in the two forms of multiplicative (NSFWQI_m) and additive (NSFWQI_a) and Iranian surface water quality index (IRWQI_{sc}) confirmed the bad to very bad qualitative statue of the river in most stations especially in the middle parts of the Tabriz plain. The results revealed that quality degradation of Aji-Chay river is probably due to discharge of contaminants from municipal and industrial wastewaters (effluents), highlighting the need for managing actions to improve quality of this important river. Comparing the quality indices showed the priority of NSFWQI_m (multiplicative form of US national sanitary foundation water quality indices) in quality classification and pollution assessment of the Aji-Chay river.

1 and 2- M.Sc. Student of Environmental Geology and Associate Professor of Hydrogeology, Faculty of Earth Sciences, Shahrood University of Technology, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: h_jafari@shahroodut.ac.ir)

3- Associate Professor of Hydrogeology, Faculty of Natural Sciences, Department of Geology, Tabriz University, Iran

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.80732

Conclusion: Quality degradation of Aji-Chay river is probably due to discharge of contaminants from municipal and industrial wastewater effluents, indicating the need for managing actions to improve quality of this river. In this study priority of NSFQI_m (multiplicative form of US national sanitary foundation water quality indices) in quality classification and pollution assessment of the Aji-Chay river was confirmed.

Keywords: Coliform, East-Azerbaijan, Quality Classification, Quality degradation, Nitrate, Wastewater



مقاله پژوهشی

برآورد نفوذ در آبیاری موجی با استفاده از روش نقطه‌ای نفوذسنج موجی

آرام زارعی^۱ - تیمور سهرابی^۲ - حسن اوجاقلو^{۳*} - زینب بیگدلی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۷/۲۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۰۹

چکیده

یکی از مهمترین نکات طراحی سامانه‌های آبیاری سطحی، تعیین پارامترهای نفوذ می‌باشد. به خصوص اینکه در نظر گرفتن کاهش نفوذ بر پیچیدگی تخمین آن در آبیاری موجی افزوده است. هدف از پژوهش حاضر، ارزیابی مزرعه‌ای روش نقطه‌ای نفوذسنج موجی و مدل توسعه یافته نفوذ به منظور شبیه‌سازی نفوذ در موج‌های پیشروی آبیاری موجی می‌باشد. به همین منظور، استوانه نفوذسنج موجی با قابلیت قطع و وصل جریان ورودی طراحی و ساخته شد. تعداد ۳۰ آزمایش نفوذسنجی در قالب چهار تیمار زمان و نسبت موج برای جریان موجی و یک تیمار جریان پیوسته که هر کدام در سه تکرار و در دو نوبت زمانی به فاصله هشت روز انجام گرفت. معادله نفوذ کوستیاکوف به منظور تخمین نفوذ در موج‌های مختلف جریان آب استفاده شد. در مدل توسعه داده شده، به منظور تطبیق دادن معادله نفوذ کوستیاکوف با شرایط خاک مزرعه در موج‌های دوم و سوم، از یک ضریب کاهنده استفاده گردید. به منظور مقایسه تیمارهای مختلف از مقادیر نفوذ تجمعی و همچنین تغییرات آن در هر موج استفاده شد. نتایج نشان داد، مقدار نفوذ در موج‌های دوم و سوم نسبت به موج اول کاهش قابل ملاحظه‌ای دارد. بیشترین اثر موج بر کاهش نفوذ در موج دوم مشاهده شد به طوری که مقدار نفوذ تجمعی در موج دوم نسبت به موج اول به طور میانگین کاهش بیش از ۵۰ درصدی را داشت. نتایج به دست آمده از مدل توسعه یافته نفوذ انطباق قابل قبولی با داده‌های مشاهداتی داشت به طوری که میانگین مقادیر ضریب تعیین و ریشه میانگین مربعات خطا به ترتیب ۰/۹۳ و ۰/۰۹ سانتی‌متر برآورد شد. نتایج حاصل از آزمایش‌های نفوذسنجی و همچنین مدل توسعه یافته نشان داد، جریان موجی موجب کاهش ۴۶ تا ۷۶ درصدی عمق آب نفوذ یافته تجمعی نسبت به جریان پیوسته می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: جریان موجی، کوستیاکوف، نفوذسنج

مقدمه

مزایای این روش نسبت به روش‌های تحت فشار می‌باشد (۱۳). بر اساس نتایج ارزیابی‌های انجام شده در نقاط مختلف کشور، میانگین راندمان کاربرد آب در سامانه‌های آبیاری سطحی در حدود ۵۶ درصد گزارش شده است (۱). در سال‌های اخیر به منظور بالا بردن راندمان کاربرد آب در روش‌های سطحی، تکنیک‌های جدید از جمله کاهش جریان پس از پیشروی (۸)، آبیاری جویچه‌ای یک در میان (۶) و استفاده از جریان موجی (۱۱) توسعه یافته است. بررسی‌های متعدد نشان داده است که دوره‌ای نمودن جریان آب، سبب می‌گردد تا فاز پیشروی با آب کمتری نسبت به آب مورد نیاز در جریان مداوم، تکمیل گردد. بنابراین یکنواختی و راندمان کاربرد آب افزایش می‌یابد که این پدیده را اثر موج می‌نامند (۱۵، ۱۴ و ۱۲). دلایل اصلی پدیده اثر موج کاهش نفوذپذیری و بهبود مقطع هیدرولیکی برای بخش مرطوب شده قبلی می‌باشد. بنابراین تخمین صحیح نفوذ در آبیاری با جریان موجی می‌تواند منجر به طراحی صحیح این روش آبیاری و در نهایت افزایش راندمان کاربرد قابل انتظار گردد. مدل‌های تجربی پرکاربردترین مدل‌ها در تخمین مقدار نفوذ در روش‌های مختلف

هر چند با پیشرفت علم و تکنولوژی، روش‌های نوینی در آبیاری توسعه داده شدند، با این حال هنوز در بسیاری از کشورهای جهان حتی کشورهای پیشرفته، آبیاری سطحی یکی از مهمترین روش‌های آبیاری اراضی آبی است که پژوهشگران مختلفی برای بهبود و توسعه آن تلاش می‌کنند. در ایران و بسیاری از کشورهای دیگر بیش از ۹۰٪ اراضی آبی با روش‌های سطحی آبیاری می‌شوند. هزینه کم سرمایه‌گذاری، سادگی تعمیر و نگهداری وسایل و در کل بهره‌برداری، عدم نیاز به کارگر ماهر و همچنین پذیرش توسط عامه کشاورزان از

۱ و ۲- به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد رشته آبیاری و زهکشی و استاد

گروه مهندسی آبیاری و آبادانی، دانشگاه تهران

۳- استادیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشگاه زنجان

(*)- نویسنده مسئول: (Email: ojaghlou@znu.ac.ir)

۴- دانشجوی دکتری رشته آبیاری و زهکشی، دانشگاه تبریز

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.88964

یافته استوانه‌های مضاعف را به منظور اندازه‌گیری نفوذ تجمعی در آبیاری موجی توسعه دادند. به منظور محاسبه میزان عمق آب تجمعی نفوذ یافته در موج‌های دوم به بعد با استفاده از اطلاعات اندازه‌گیری شده موج اول، از ضرایب موج در معادله کوستیاکوف استفاده گردید. نتایج بدست آمده نشان داد معادله اصلاح شده کوستیاکوف از عملکرد قابل قبولی برخوردار بوده است. همچنین کاهش نفوذ تجمعی به میزان ۶۱ تا ۸۴٪ در موج اول و ۳۰ تا ۶۱٪ در موج‌های بعد مشاهده گردید. تخمین نفوذ در آبیاری موجی و بررسی میزان کاهش آن در اثر پدیده اثر موج نیاز به انجام آزمایش‌های ارزیابی آبیاری سطحی با جریان موجی و مدل‌سازی‌های پیچیده دارد. روش نقطه‌ای نفوذسنج موجی به عنوان یک روش ساده و سریع به منظور برآورد مقدار نفوذ در موج‌های مختلف آبیاری موجی توسط محمود و لطیف (۱۰) توسعه داده شد. با این وجود ارزیابی‌های مزرعه‌ای کامل روش مذکور در شرایط مختلف نظیر بافت خاک، زمان موج و نسبت موج انجام نشده است. هدف از پژوهش حاضر ارزیابی مزرعه‌ای روش نقطه‌ای نفوذسنج موجی به منظور شبیه‌سازی تغییرات نفوذ در موج‌های مختلف پیشروی جریان در تیمارهای مختلف از نظر نوع جریان، نوبت آبیاری، زمان و نسبت موج بود.

مواد و روش‌ها

مشخصات مزرعه آزمایشی

آزمایش‌های مزرعه‌ای در مزرعه آموزشی و پژوهشی پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران واقع در کرج در سال ۹۱ انجام شد. موقعیت جغرافیایی مزرعه آزمایشی 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. به منظور تعیین مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مزرعه، از اعماق ۲۰-۴۰-۶۰ سانتی‌متر از خاک نمونه‌برداری انجام و پارامترهای مهم و مورد نیاز تعیین شد (جدول ۱).

دستگاه نفوذسنج موجی

دستگاه نفوذسنج موجی برای اولین بار توسط محمود و لطیف (۱۰) طراحی و مورد ارزیابی قرار گرفت. در پژوهش حاضر نیز اقدام به ساخت دستگاه مذکور شد. شکل ۱ شماتیک دستگاه ساخته شده را نشان می‌دهد. دستگاه نفوذسنج، استوانه فلزی است که دو بازوی محرک فلزی سوراخ‌دار از دو طرف به آن متصل شده است. با تغییر حالت این بازوها از عمودی به افقی می‌توان ورود و خروج جریان به داخل استوانه را کنترل کرد به این ترتیب که در هنگام وصل جریان بازوها به حالت عمودی قرار گرفته و آب از شکاف تعبیه شده بر روی بازو وارد استوانه می‌شود. در هنگام قطع جریان بازو به حالت افقی

آبیاری می‌باشند و معادله کوستیاکوف معروفترین آن‌ها می‌باشد. با تخمین پارامترهای معادلات تجربی نفوذ، تخمین مقدار آب نفوذیافته ممکن می‌شود. یکی از روشهای تخمین پارامترهای نفوذ، استفاده از روش نقطه‌ای می‌باشد که نتایج روش نقطه‌ای اندازه‌گیری نفوذ به منظور تخمین پارامترهای معادلات تجربی نفوذ رضایت بخش گزارش شد (۱۶). مطالعات مختلفی در خصوص ارزیابی روش مذکور در آبیاری سطحی با جریان پیوسته انجام گرفته است اما در خصوص کاربرد این روش در آبیاری سطحی با جریان موجی مطالعات محدودی وجود دارد. در ادامه به مهمترین مطالعات انجام گرفته در زمینه نفوذ در آبیاری موجی اشاره شده است. واکر و همکاران (۱۷) شرایط موج دوم را شرایط انتقالی محیط خیس شده نام‌گذاری و بیان نمودند، مقدار نفوذ در اثر افزایش محیط خیس شده در این موج از طریق تطابق دادن پارامترهای معادله کوستیاکوف توسط یک تابع انتقالی غیر خطی با شرایط فاز انتقالی قابل محاسبه خواهد بود. به طور کلی در نظر گرفتن پدیده اثر موج در کاهش مقدار نفوذ در موج‌های دوم به بعد مهمترین نکته در تخمین نفوذ در آبیاری با جریان موجی می‌باشد. الیوت و واکر (۷) نشان دادند تغییرات در سرعت نفوذ نهایی در آبیاری موجی معنی دار نیست و اثر جریان موجی بیشتر در زمان رسیدن به سرعت نفوذ نهایی است. کولیک و همکاران (۵) نشان دادند، سرعت نفوذپذیری در یک خاک لوم سیلتی تحت جریان موجی به طور قابل توجهی کاهش می‌یابد. نتایج ایشان نشان داد تغییرات مکانی نفوذ در جریان موجی نسبت به جریان پیوسته کم بود به طوری که مقدار انحراف معیار تغییرات نفوذ در روش موجی ۵۳ تا ۸۶٪ کمتر از روش پیوسته به‌دست آمد. همچنین کاهش نفوذ تجمعی به میزان ۶۱ تا ۸۴٪ در موج اول و ۳۰ تا ۶۱٪ در موج‌های بعدی مشاهده شد. واکر و هامفریس (۱۸) پیشنهاد نمودند، مقدار نفوذ در اثر افزایش محیط خیس شده از طریق تطابق دادن پارامترهای معادله کوستیاکوف با استفاده از یک تابع انتقالی غیر خطی با شرایط مرحله انتقالی قابل محاسبه است. بلایر و اسمردن (۴) مدل سیکل نسبت زمان CRTM را برای یافتن پارامترهای نفوذ در آبیاری موجی پیشنهاد کردند. ایشان بیان داشتند که نفوذ در آبیاری موجی علاوه بر زمان نفوذ به محیط خیس شده، زمان موج و نسبت موج بستگی دارد. ایشان مدلی را به عنوان الگوریتم محاسبه ضرایب معادله نفوذ کوستیاکوف در روش موجی ارائه نمودند. بنهام و همکاران (۳) سه معادله تعیین نفوذ را در شرایط آبیاری موجی توسعه داده و بیان داشتند، معادله کوستیاکوف در تخمین مقادیر نفوذ، دقت کمتری نسبت به معادله‌های دیگر دارد اما کارایی آن با توجه به نیاز کم به داده‌های ورودی بیشتر از دو معادله دیگر است. حیدری و همکاران (۹) با آزمایش بر روی چهار تیمار کیفیت آب نشان دادند، اثر جریان موجی بر کاهش نفوذ، در تیمارهای با شوری کم قابل ملاحظه‌تر از تیمارهای با شوری بالا می‌باشد. محمود و لطیف (۱۰) روش اصلاح

خروج آب در نزدیک سطح خاک باز شده و آب داخل استوانه سریعاً تخلیه می‌شد. سپس با شروع زمان وصل موج بعدی، شیرهای خروج آب بسته شده و آب از طریق حفره ورودی دوباره ریخته می‌شد. به این ترتیب یک توالی موج قطع و وصل ایجاد می‌شد.

مشخصات آزمایش‌ها

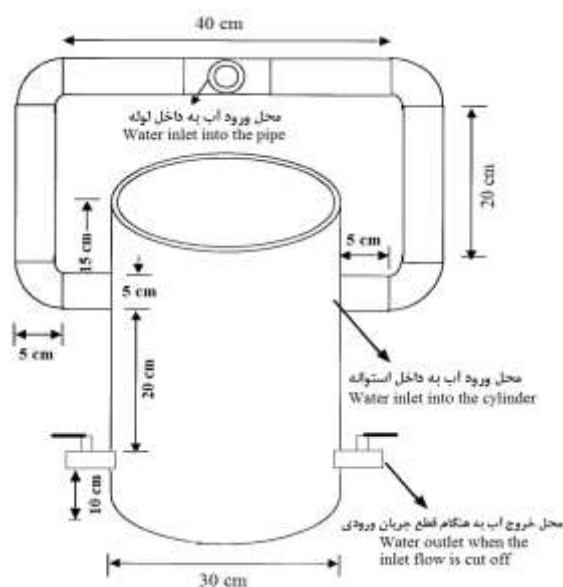
چهار تیمار آزمایشی برای جریان موجی با زمان و نسبت موج‌های متفاوت و هر کدام در سه تکرار انجام پذیرفت. همچنین به منظور مقایسه نفوذ تجمعی و پارامترهای معادله نفوذ کوستیاکف به دست آمده در جریان موجی، آزمایش‌های نفوذسنجی در شرایط جریان پیوسته (آزمایش معمول نفوذسنجی) نیز در سه تکرار انجام گرفت.

قرار داده می‌شود تا آب مازاد از بازو خارج شود. استوانه متحد المکز با استوانه نفوذسنج موجی با تعبیه نمودن دو شیر خروجی آب در دو طرف آن ساخته شد و به منظور برقراری شرایط همگن رطوبتی در اطراف نقطه اندازه‌گیری نفوذ، مورد استفاده قرار گرفت. استوانه ساخته شده به حالت عمودی تا محل شیرهای خروج در فاصله ۱۰ سانتی‌متری از کف استوانه در خاک فرو برده و بخش باقی‌مانده سیلندر روی سطح خاک به عنوان مخزن آب مورد استفاده قرار گرفت. قبل از شروع آزمایش یک ورقه پلاستیکی روی سطح خاک درون سیلندر قرار داده می‌شد تا از بهم خوردگی ساختمان خاک هنگام ورود آب جلوگیری کند. در مرحله بعد آب از طریق حفره ورودی در بالای بازوی تعبیه شده داخل استوانه می‌شد و به سطح اولیه مدنظر می‌رسید. عمق آب در فواصل زمانی مختلف و در طول مدت وصل جریان ثبت می‌شد. با پایان یافتن زمان وصل شیرهای

جدول ۱- برخی مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مزرعه آزمایشی

Table 1- Some physical and chemical properties of the soil at farm

عمق (cm) Depth	بافت خاک Soil texture	جرم مخصوص ظاهری (gr.cm ⁻³) Soil bulk density	رطوبت ظرفیت زراعی (%) Field capacity	رطوبت پژمردگی (%) Permanent wilting point	شوری عصاره اشباع (dS.m ⁻¹) Saturated extract salinity	ماده آلی (%) Organic matter
0-20	لوم رسی Clay loam	1.50	28.5	12.3	2.40	1.86
20-40	لوم رسی Clay loam	1.44	26.3	11.4	1.35	1.41
40-60	لوم شنی Sandy loam	1.46	21.8	10.2	1.38	0.84



شکل ۱- شمایی از دستگاه نفوذسنج موجی

Figure 1- Schematic view of surge-ring infiltrometer

منظور تخمین نفوذ در موج‌های دوم به بعد استفاده شده است و معادله کوستیاکف به منظور در نظر گرفتن شرایط جریان موجی مطابق رابطه (۴) اصلاح شد:

$$z_i = s_f k t_i^a \quad (4)$$

در رابطه فوق، s_f ضریب موج بوده و مقدار آن برای موج اول (آبیاری پیوسته) برابر با یک می‌باشد. مقدار ضریب فوق برای موج-های بعدی از رابطه (۵) بدست می‌آید:

$$s_f = \frac{z_{1+nsi}}{z_1} \quad (5)$$

در رابطه فوق z_{1+nsi} مقدار عمق آب نفوذ یافته تجمعی در موج‌های بعدی (cm) و z_1 عمق آب نفوذ یافته تجمعی در موج اول (cm) می‌باشد. با محاسبه ضریب موج، مقدار آب نفوذ یافته در هر موج و در زمان‌های مختلف قابل محاسبه خواهد بود.

نتایج و بحث

شکل ۲ روند تغییرات نفوذ تجمعی مشاهداتی و تخمین یافته با مدل توسعه یافته را در آزمایش‌های نفوذسنجی با جریان موجی نشان می‌دهد.

مطابق نمودارهای ارائه شده ملاحظه می‌گردد، مقدار نفوذ در موج‌های دوم و سوم نسبت به موج اول کاهش یافته است. در تمامی موج‌ها مقادیر نفوذ در آزمایش‌های نوبت دوم نسبت به نوبت اول کم بود. دلیل اصلی این موضوع رطوبت بالای قبل آبیاری و تا حدودی تحکیم لایه سطحی خاک بود. به طور کلی مقدار نفوذ تجمعی در موج‌های دوم به بعد کاهش یافته است به طوری که نسبت عمق آب نفوذ یافته در انتهای موج دوم به موج اول در بیشتر آزمایش‌ها عموماً کمتر از ۰/۵ می‌باشد و به همین ترتیب، مقدار آب نفوذ یافته در موج سوم کاهش یافته است (البته با سرعت کمتر نسبت به موج دوم).

آزمایش‌های فوق در دو نوبت زمانی به فاصله هشت روز برای شبیه‌سازی شرایط آبیاری اول (کاملاً خشک) و آبیاری دوم (خاک با رطوبت اولیه و بستر تقریباً تثبیت شده) انجام گرفت. در مجموع تعداد ۳۰ آزمایش نفوذسنجی تحت شرایط جریان موجی و پیوسته انجام گرفت. مشخصات آزمایش‌ها در جدول ۲ ارائه شده است.

معادله نفوذ کوستیاکوف

پرکاربردترین معادلات تجربی نفوذ در آبیاری، معادلات کوستیاکف و کوستیاکف اصلاح شده می‌باشد. در آبیاری موجی به دلیل کاربرد آب در دوره‌های زمانی کوتاه، سرعت نفوذ در اکثر مواقع به سرعت نفوذ پایه نخواهد رسید و در نتیجه معادله کوستیاکف تخمین قابل قبولی از مقدار آب نفوذ یافته را بدست می‌دهد. در پژوهش حاضر نیز، از معادله کوستیاکف به منظور برآورد نفوذ استفاده شد. شکل ریاضی رابطه کوستیاکوف در رابطه (۱) آورده شده است:

$$z_i = k t_i^a \quad (1)$$

در رابطه فوق، z_i نفوذ تجمعی (cm/min)؛ t_i زمان تماس آب با خاک (min)؛ a ضریب تجربی (بدون بعد) و k ضریب تجربی (min/cm^a) است. ضرایب تجربی a و k با استفاده از روش دو نقطه‌ای واکر و اسکوگرو (۱۶) محاسبه می‌گردد. معادلات مربوطه در زیر ارائه شده است.

$$a = \frac{\log(z_n/z_{0.5n})}{\log(t_n/t_{0.5n})} \quad (2)$$

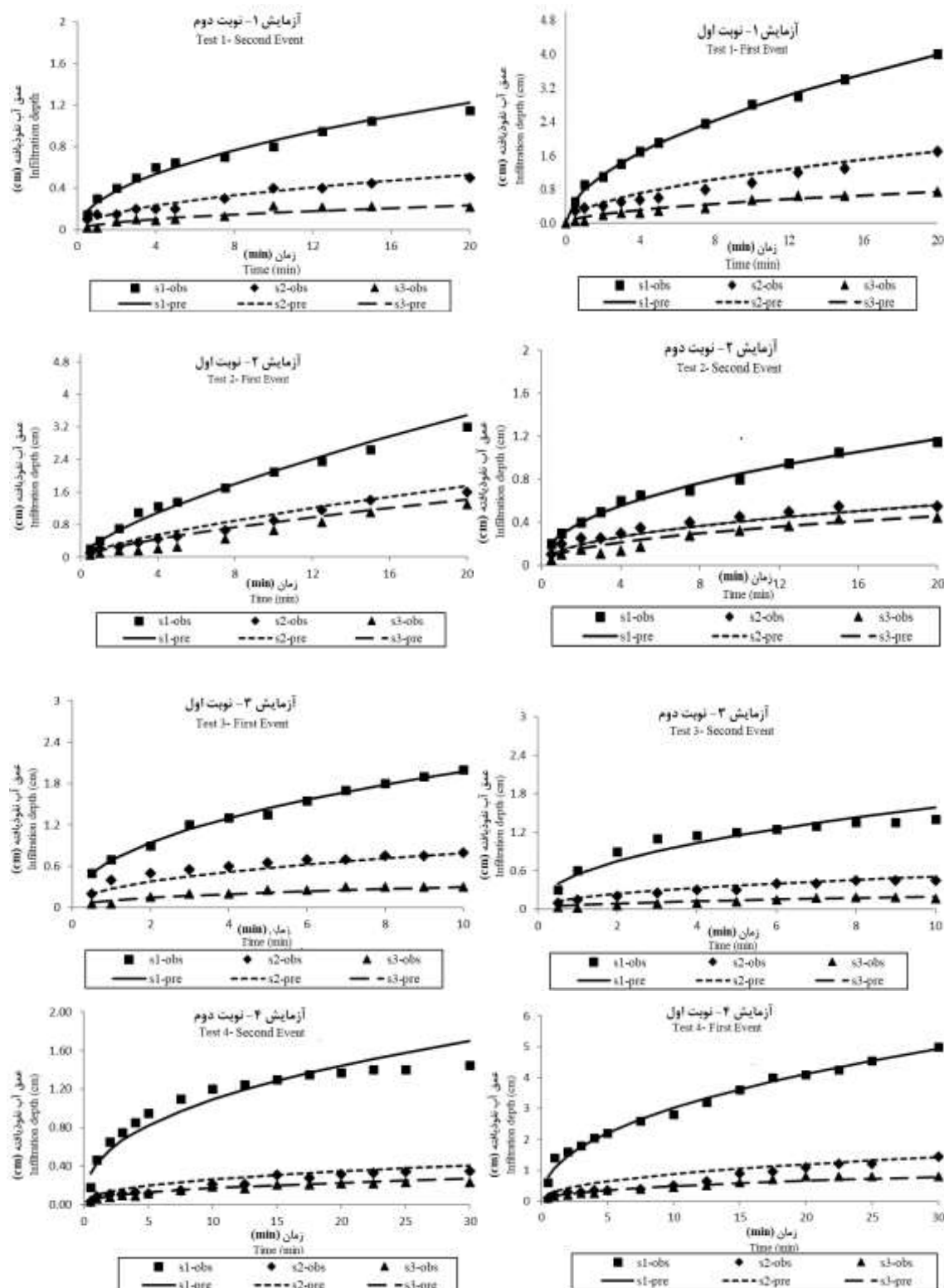
$$k = \frac{z_n}{t_n^a} \quad (3)$$

در روابط فوق، z_n عمق آب نفوذ یافته در کل زمان وصل جریان (cm)، $z_{0.5n}$ عمق آب نفوذ یافته در نصف زمان وصل (cm)، t_n مدت زمان وصل و $t_{0.5n}$ نصف مدت زمان وصل می‌باشد. مطالعات پیشین در زمینه آبیاری موجی نشان داد، اثر موج منجر به کاهش نفوذپذیری به طور متوسط در محدوده ۳۰ تا ۶۰ درصد می‌گردد. برای این منظور در مدل توسعه داده شده، از یک ضریب کاهنده (S_f) به

جدول ۲- مشخصات آزمایش‌ها با دستگاه نفوذسنج موجی

Table 2- The tests characteristics with surge-ring infiltrometer

آزمایش (No.) Test	زمان موج (min) Surge time	نسبت موج Surge rate	تعداد موج No. Surge	مدت زمان آزمایش (min) Test time
1	40	0.50	3	120
2	30	0.66	3	90
3	30	0.33	3	90
4	60	0.50	3	180
5	جریان پیوسته Continuous flow			140



شکل ۲- نفوذ تجمعی مشاهداتی و تخمین یافته با استفاده از مدل توسعه داده شده در آزمایش‌های نفوذسنجی با جریان موجی
Table 2- Comparison of observed (obs) and predicted (pre) cumulative infiltration by the developed model in ring infiltrometer tests with surge flow

آب نفوذ یافته در موج دوم نسبت به موج اول بیش از ۵۰ تا ۷۰٪ کاهش یافته است. همچنین میزان کاهش نفوذ در موج سوم نسبت به موج اول نیز به طور متوسط تقریباً ۵۹ تا ۸۵٪ اندازه گیری شد. مقادیر فوق در آزمایش های نوبت دوم به ترتیب ۵۲ تا ۷۶٪ و ۶۱ تا ۸۸٪ محاسبه شد. تثبیت شرایط هیدرولیکی، تحکیم لایه سطحی خاک و رطوبت اولیه خاک را می توان به عنوان دلایل این اختلاف به وجود آمده بیان داشت. نتیجه به دست آمده با نتایج مطالعه محمود و لطیف (۲۰۰۵) مطابقت داشت به طوری که کاهش نفوذ تجمعی به میزان ۶۱ تا ۸۴٪ در موج های دوم به بعد گزارش شد. مطابق شکل ۲ مدل توسعه یافته نفوذ با دقت قابل قبولی مقادیر نفوذ را در موج های دوم به بعد با استفاده از اطلاعات موج اول (فاز خشک) پیش بینی نموده است. اختلاف بین مقادیر مشاهداتی و پیش بینی شده نفوذ تجمعی توسط مدل توسعه یافته قابل قبول ارزیابی شد (جدول ۳).

مقدار ضریب تعیین و ریشه میانگین مربعات خطا در آزمایش های نوبت اول به ترتیب در محدوده ۰/۹۲ تا ۰/۹۷ و ۰/۰۳ تا ۰/۱۶ سانتی متر برآورد شد. مقادیر مذکور در آزمایش های نوبت دوم به ترتیب ۰/۷۳ تا ۰/۹۷ و ۰/۰۳ تا ۰/۱۰ محاسبه شد. پارامترهای تجربی معادله نفوذ کوستیاکوف، ضرایب موج و مقدار نفوذ تجمعی برآورد شده برای هر موج در جدول های ۴ و ۵ آورده شده است. ضرایب تجربی معادله نفوذ کوستیاکوف با استفاده از روش های دو نقطه ای واکر و اسکرگرو (۱۶) برای موج اول (فاز خشک) و مدل توسعه یافته برای موج های دوم و سوم (مرحله خیس شدگی) محاسبه شده است.

مقدار نفوذ در انتهای موج اول در آزمایش های نوبت اول و دوم به ترتیب در محدوده ۲ تا ۵ و ۱/۱ تا ۱/۷ سانتی متر اندازه گیری شد. اختلاف بین مقادیر آب نفوذ یافته در انتهای موج اول و در آزمایش های نوبت اول، به دلیل متفاوت بودن زمان وصل قابل توجه بود در حالی که در نوبت دوم از میزان این اختلاف کاسته شد. به عبارتی اثر مدت زمان وصل جریان بر مقدار نفوذ آب در آزمایش های نوبت اول بیشتر از نوبت دوم بود. از سوی دیگر مدت زمان قطع جریان نیز به عنوان عامل موثر بر کاهش نفوذ در موج های دوم به بعد شناخته شد به طوری که مقدار نفوذ آب در موج های دوم و سوم مربوط به آزمایش اول با زمان وصل و قطع ۲۰ دقیقه نسبت به آزمایش دوم با زمان وصل ۲۰ دقیقه و قطع ۱۰ دقیقه قابل ملاحظه تر بود. در آزمایش سوم (زمان وصل ۱۰ دقیقه و قطع ۲۰ دقیقه) کاهش زمان وصل از یکسو و افزایش زمان قطع جریان از سوی دیگر سبب شد تا بیشترین کاهش مقدار نفوذ در موج های دوم و سوم در این آزمایش مشاهده گردد. در این آزمایش زمان رسیدن به سرعت نفوذ پایه نسبت به سایر آزمایش ها کم بود. در آزمایش چهارم (زمان وصل ۳۰ و قطع ۳۰ دقیقه) روند تغییرات نفوذ در موج های دوم و سوم مشابه آزمایش اول بود. به عبارتی در یک نسبت موج یکسان، افزایش زمان های وصل و یا قطع جریان منجر به تغییرات قابل ملاحظه نفوذ در موج های دوم و سوم نمی گردد. در خصوص مقایسه نتایج به دست آمده در دو نوبت زمانی اشاره شده به منظور شبیه سازی آبیاری های نوبت اول و دوم می توان بیان داشت در آزمایش های نوبت اول، مقدار

جدول ۳- مقادیر شاخص های آماری محاسبه شده از مقایسه مقادیر مشاهداتی و تخمین یافته نفوذ

Table 3- The values of statistical indices calculated from comparing the observed and estimated values of infiltration

آزمایش No. Test	موج Surge	نوبت اول First time		نوبت دوم Second time	
		RMSE	R ²	RMSE	R ²
1	دوم Second	0.08	0.96	0.03	0.97
	سوم Third	0.07	0.97	0.03	0.95
2	دوم Second	0.12	0.97	0.07	0.96
	سوم Third	0.16	0.93	0.05	0.93
3	دوم Second	0.11	0.92	0.08	0.86
	سوم Third	0.03	0.95	0.04	0.76
4	دوم Second	0.10	0.93	0.10	0.73
	سوم Third	0.06	0.97	0.05	0.81

دوم و مربوط به آزمایش چهارم با زمان قطع جریان ۳۰ دقیقه بود. کمترین کاهش نفوذپذیری نیز در آزمایش دوم با زمان قطع جریان ۱۰ دقیقه بود. مقادیر ضریب موج در نوبت‌های اول و دوم تقریباً نزدیک به هم بوده و اختلاف زیادی از خود نشان نداد.

مقدار ضریب موج نشان دهنده نسبت نفوذ تجمعی در انتهای هر موج به موج اول می‌باشد. ملاحظه می‌گردد با افزایش نسبت زمان قطع به وصل جریان مقدار ضریب موج کاهش بیشتری را از خود نشان می‌دهد و به عبارتی اثر موج بر کاهش نفوذپذیری بیشتر نمایان می‌شود. نتایج نشان داد، بیشترین کاهش نفوذپذیری در موج

جدول ۴- پارامترهای تجربی، ضرایب موج و مقدار نفوذ تجمعی برای هر موج (آزمایش‌های نوبت اول)

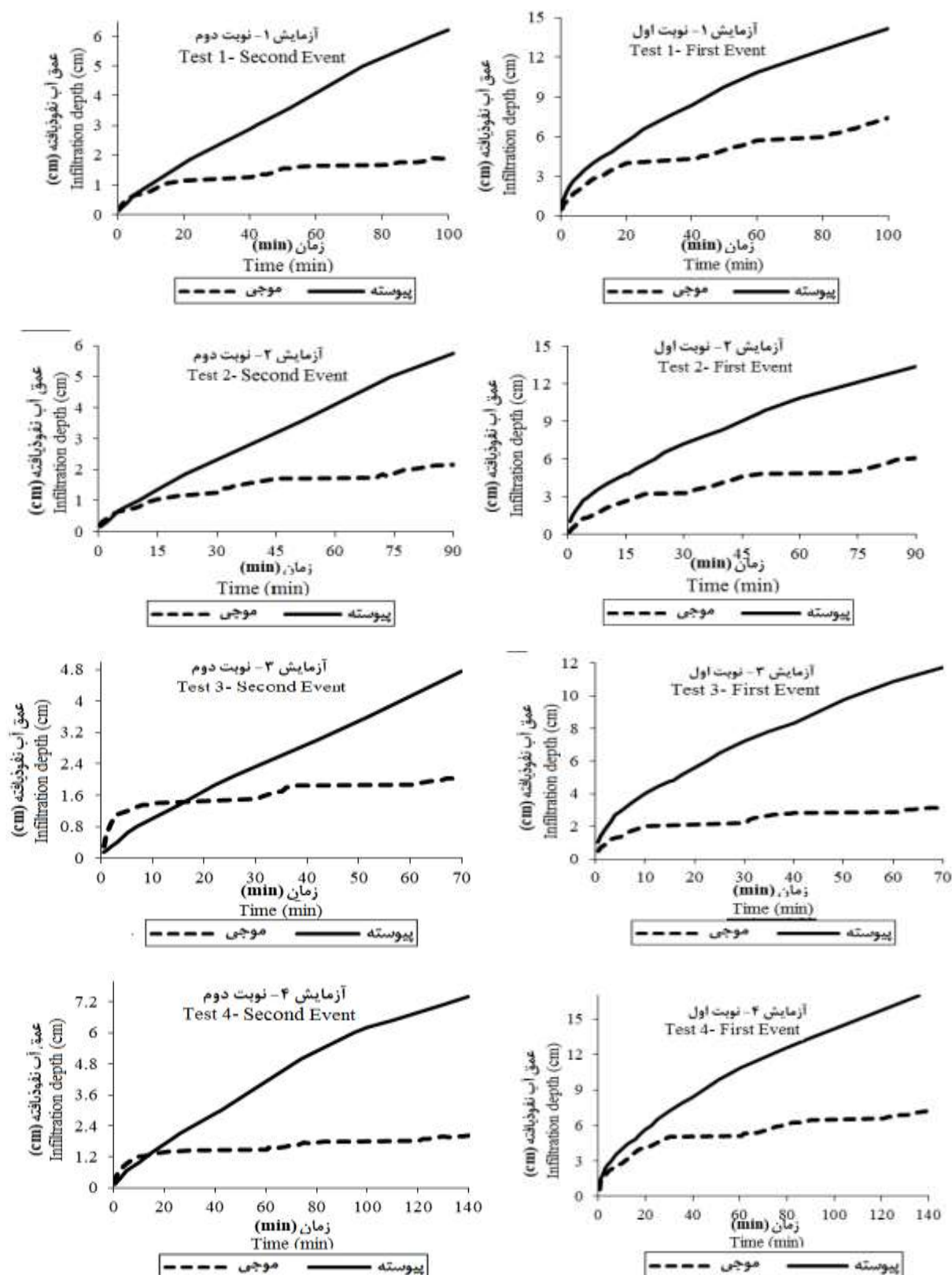
Table 4- Empirical parameters, surge factors and cumulative infiltration for each surge (first experiments)

آزمایش No. Test	شماره موج Surge number	ضریب موج Surge factor	نفوذ تجمعی (cm) Cumulative infiltration	ضرایب نفوذ (مشاهده‌ای) Kostiakov parameters (Observed)		ضرایب نفوذ (مدل توسعه یافته) Kostiakov parameters (Developed model)	
				a	K	a	k
1	1	1	4	0.515	0.856	0.515	0.856
	2	0.338	1.70	0.507	0.296	0.515	0.289
	3	0.188	0.75	0.447	0.196	0.515	0.161
2	1	1	3.20	0.608	0.518	0.608	0.518
	2	0.515	1.6	0.874	0.120	0.608	0.267
	3	0.36	1.3	0.823	0.097	0.608	0.186
3	1	1	2	0.567	0.542	0.567	0.542
	2	0.40	0.8	0.300	0.401	0.567	0.217
	3	0.15	0.3	0.263	0.164	0.567	0.081
4	1	1	5	0.474	0.998	0.474	0.998
	2	0.29	1.4	0.988	0.140	0.474	0.289
	3	0.16	0.8	0.415	0.135	0.474	0.160

جدول ۵- پارامترهای تجربی، ضرایب موج و مقدار نفوذ تجمعی برای هر موج (آزمایش‌های نوبت دوم)

Table 5- Empirical parameters, surge factors and cumulative infiltration for each surge (second experiments)

آزمایش No. Test	شماره موج Surge number	ضریب موج Surge factor	نفوذ تجمعی (cm) Cumulative infiltration	ضرایب نفوذ (مشاهده‌ای) Kostiakov parameters (Observed)		ضرایب نفوذ (مدل توسعه یافته) Kostiakov parameters (Developed model)	
				a	K	a	k
1	1	1	1.15	0.524	0.240	0.524	0.240
	2	0.435	0.50	0.322	0.191	0.524	0.104
	3	0.242	0.23	0.262	0.127	0.524	0.058
2	1	1	1.15	0.524	0.240	0.524	0.240
	2	0.48	0.55	0.290	0.231	0.524	0.115
	3	0.33	0.45	0.238	0.188	0.524	0.080
3	1	1	1.4	0.222	0.839	0.222	0.839
	2	0.32	0.45	0.585	0.117	0.222	0.270
	3	0.12	0.17	0.548	0.048	0.222	0.101
4	1	1	1.45	0.158	0.849	0.158	0.849
	2	0.24	0.35	0.168	0.198	0.158	0.205
	3	0.16	0.23	0.147	0.139	0.158	0.135



شکل ۳- مقایسه نفوذ تجمعی در آزمایش‌های نفوذسنجی با جریان موجی و پیوسته

Figure 3- Comparison of cumulative infiltration in infiltrometer tests under surge and continuous flow.

موجی و پیوسته به ترتیب مربوط به آزمایش‌های سوم و چهارم بود. در واقع مهمترین عامل ایجاد اختلاف بین آزمایش‌ها مربوط به مدیریت جریان و به خصوص مدت زمان قطع جریان در هر موج بود.

نتیجه‌گیری

هدف از پژوهش حاضر، ارزیابی عملکرد روش نقطه‌ای نفوذسنج موجی به منظور شبیه‌سازی نفوذ در آبیاری با جریان موجی تحت شرایط مختلف نظیر نوبت آبیاری، زمان و نسبت موج بود. نتایج نشان داد، در آزمایش‌های با جریان موجی مقدار نفوذ در موج‌های دوم و سوم نسبت به موج اول کاهش قابل ملاحظه‌ای دارد. عملکرد معادله کوستیاکوف توسعه داده شده برای جریان موجی قابل قبول ارزیابی شد به طوری که مقدار نفوذ تجمعی با استفاده از معادله توسعه یافته با دقت بالایی برآورد شد. همچنین نتایج نشان داد، کاهش نسبت زمان وصل به قطع جریان منجر به کاهش قابل توجه نفوذ در موج‌های دوم و سوم می‌گردد. در تمامی آزمایش‌های نفوذسنجی با جریان موجی، ضریب معادله (k) در موج‌های دوم به بعد کاهش می‌یافت. مقدار توان معادله (a) در موج‌های دوم به بعد دارای تغییرات کمتری نسبت به مقادیر k داشت. اختلاف مقادیر آب نفوذیافته در جریان موجی و پیوسته در آزمایش‌های نفوذسنج موجی قابل ملاحظه بود، به طوری که جریان موجی منجر به کاهش بیش از ۷۰ درصدی نفوذ در برخی آزمایش‌ها شد. می‌توان بیان داشت، عملکرد روش نقطه‌ای نفوذسنج موجی با توجه به هزینه کم، سرعت و دقت بالا قابل قبول می‌باشد. مقایسه نتایج این روش با روش‌های مبتنی بر داده‌های پیشروی و اطلاعات جریان می‌تواند در پژوهش‌های آتی مورد بررسی قرار گیرد.

مطابق جدول‌های مذکور، ضرایب معادله کوستیاکوف محاسبه شده بر اساس داده‌های مشاهده‌ای در هر موج متفاوت می‌باشد به طوری که در هر موج به صورت جداگانه و بر اساس داده‌های مربوط به همان موج محاسبه می‌شود. مقادیر این ضرایب در موج‌های دوم و سوم نسبت به موج اول کاهش یافته‌اند (به دلیل کاهش نفوذپذیری). در مدل توسعه یافته، توان معادله نفوذ در موج‌های مختلف ثابت بوده و برابر با مقدار بدست آمده در موج اول می‌باشد. ضریب k نیز با توجه به مقدار ضریب موج بدست آمده در موج‌های دوم و سوم تعدیل شده است.

شکل ۳ مقایسه بین منحنی‌های نفوذ تجمعی در آزمایش‌های با جریان موجی و پیوسته را نشان می‌دهد. به طور کلی عمق آب نفوذ یافته در آزمایش‌های با جریان پیوسته بیشتر از جریان موجی مشاهده شد. مقدار عمق آب نفوذ یافته در آزمایش‌های با جریان موجی برای نوبت اول در محدوده $3/1$ تا $7/25$ سانتی‌متر تعیین شد در حالی که مقدار مذکور در آزمایش نفوذسنجی با جریان پیوسته $13/4$ سانتی‌متر بدست آمد. ملاحظه می‌گردد جریان موجی در آزمایش‌های نوبت اول که نشان دهنده شرایط خشک یا همان آبیاری اول بود، موجب کاهش نفوذ به مقدار 46 تا 76% شده است. در آزمایش‌های نوبت دوم مقدار عمق آب نفوذ یافته در آزمایش‌های نفوذسنجی با جریان موجی در محدوده $1/78$ تا $2/15$ سانتی‌متر اندازه‌گیری شد در حالی که مقدار مذکور برای جریان پیوسته $5/6$ سانتی‌متر بود. در این نوبت آبیاری نیز جریان موجی منجر به کاهش نفوذ به مقدار 61 تا 68% شده است. نتایج به دست آمده از مقایسه میزان نفوذ در جریان موجی و پیوسته با نتایج بلایر و اسمردن (۴)، واکر و هامفریس (۱۸) و محمد السعود و همکاران (۲) مطابقت دارد. کمترین و بیشترین اختلاف بین جریان

منابع

- 1- Abbasi F., Sohrab F., and Abbasi N. 2016. Evaluation of irrigation efficiencies in Iran. Journal of Irrigation and Drainage Engineering Research 17(67): 113-128. (In Persian with English abstract)
- 2- Al-Saud M., and Podmore T.H. 1999. Infiltration Rate Reduction Prediction under Surge Irrigation Using Management Variables and Soil Composition. Ph.D thesis, Department of Chemical and Bioresource Engineering, Colorado State University.
- 3- Benham B.L., Reddel D.L., and Marek T.H. 2000. Performance of three infiltration models under surge irrigation. Irrigation Science 20: 37-43.
- 4- Blair A.W., and Smerdon E.T. 1987. Modeling surge irrigation infiltration. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 113(4): 497-515.
- 5- Coolidge P.S., Walker W.R., and Bishop A.A. 1982. Advance and runoff surge flow furrow irrigation. Journal of the Irrigation and Drainage Division 108(1): 35-42.
- 6- Ebrahimian H., Keshavarz M.R., and Playan E. 2014. Surface fertigation: a review, gaps and needs. Spanish Journal of Agricultural Research 12(3): 820-837.
- 7- Elliott R.L., and Walker W.R. 1982. Field evaluation of furrow infiltration and advance functions. Transaction, ASAE 25: 396-400.
- 8- Hamdi Ahmadabad Y., Liaghat A., Sohrabi T., and Rasoolzadeh A. 2017. Improving irrigation Performance by managing the irrigation cut-off time in SIRMOD (Case Study: Moghan Agro-Industry and Husbandry). Iranian Journal of Soil and Water Research 4(48): 811-822. (In Persian with English abstract)

- 9- Heydari N., Das Gupta A., and Loof R. 2001. Salinity and sodicity influences on infiltration during surge flow irrigation. *Irrigation Science* 20(4): 165-173.
- 10-Mahmood S., and Latif M. 2005. A simple procedure for simulating surge infiltration using first-surge infiltrometer data. *The Journal of the International Commission on Irrigation and Drainage* 54(4):407-416.
- 11-Nazemi A., Parandin M., Sadraddini A., and Ghamarnia H. 2019. Effects of Surge Irrigation on Water Use Efficiency and Water Productivity of Maize in Islamabad-Gharb Area. *Iranian Journal of Water Research in Agriculture (Formerly Soil and Water Sciences)* 33(3): 353 -369. (In Persian with English abstract)
- 12-Ojaghlou H., Sohrabi T., Abbasi F., and Javani H. 2020. Development and evaluation of a water flow and solute transport model for furrow fertigation with surge flow. *Irrigation and Drainage* 69(4): 682-695.
- 13-Sohrabi T., Heydari N., Tavakoli A., and Nirizi S. 1375. Wave irrigation. National Irrigation and Drainage Committee, Ministry of Energy.
- 14-Stringham G.E. 1979. Surge flow for automatic irrigation. p. 132-142. In *Irrigation and drainage in the nineteen eighties*, Proceedings of the specialty conference of American Society of Civil Engineers, 345 east, 47th Street, New York.
- 15-Walker W.R. 1984. Surge flow in the west. Proceedings of the surge flow irrigation conference. Texas Agriculture Extension Service. Midland. 1-30.
- 16-Walker W.R., and Skogerboe G.V. 1987. Surface irrigation theory and practice. Prentice- Hall INC. New Jersey.
- 17-Walker W.R., Henggle J.C., and Bishap A.A. 1981. Effect of surge flow in level basins. *ASAE*, (81-25555): 13.
- 18-Walker W.R., and Humpherys A.S. 1983. Kinematic-wave furrow irrigation model. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 109(4): 377-392.



Point Estimation of Infiltration in Surge Irrigation Using Surge Infiltrometer Method

A. Zaree¹- T. Sohrabi²- H. Ojaghlou^{3*}- Z. Bigdeli⁴

Received: 12-10-2020

Accepted: 29-11-2020

Introduction: In recent years, to increase the efficiency of surface irrigation methods, new techniques such as surge irrigation have been developed. Numerous studies have shown that the surge flow can reduce water consumption in the advance phase and subsequently improve irrigation efficiency and water distribution uniformity. One of the factors affecting the performance of surface irrigation systems is the accurate estimation of infiltration. Due to continuous changes in the infiltration process during on-off cycles in surge irrigation, determining the empirical equation of infiltration in surge irrigation method is complex and requires time-consuming and costly field data. As a result, proper selection and parameterization of empirical equations with a simplified procedure are needed. The goal of this research was the field evaluation of the point method (surge infiltrometer) to simulate the infiltration process in advance phase surges.

Materials and Methods: A field experiment was conducted at the experimental station of the College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. A ring infiltrometer was modified by connecting a pipe arm for inward and outward water flow to the ring and from the ring to the pipe to create on-off surge cycles, respectively. Water entered the ring through the inlet hole at the top of the pipe arm and water depth was recorded at different time intervals during the on-time of each cycle. Four treatments were performed for infiltration tests under surge flow, including different cycle time and ratio. Also, infiltration tests were performed under continuous flow conditions. To simulate the first (dry soil) and second irrigation conditions, infiltration experiments were conducted twice on an 8-day interval. The Kostiakov infiltration equation was corrected by applying surge factors to predict infiltration water depth for subsequent surges, using first surge data. The empirical coefficients of the Kostiakov equation were calculated by applying the two-point technique.

Results and Discussion: Results of the study revealed that the infiltration data simulated by the developed Kostiakov equation matched closely with those collected from the surge-ring infiltrometer. The coefficient of determination and the root mean square error were calculated to be 0.92 to 0.97 and 0.03 to 0.16 cm, respectively. In general, the amount of cumulative infiltration in the second and subsequent surges decreased. The ratio of the infiltration depth at the end of the second to the first surge was less than 0.5. In all experiments, the depth of water infiltrated in the third surge was significantly reduced and almost reached to the final infiltration rate. As the cycle ratio increased, the cumulative infiltration also increased. However, the effect of on-off time on the infiltrated water depth in the first experiment was greater than that in the second experiment. It was concluded that in the first experiments, the surging phenomena substantially reduced water movement and the reduction in cumulative infiltration ranged from 50 to 70% during the second surge and from 59 to 85% during the third surge. The above values were determined 52 to 76% and 61 to 88% for the second experiment, respectively. A significant difference was observed between surge and continuous flow tests. The surge flow led to a 46 to 76% reduction in the cumulative infiltration depth compared to the continuous flow. The effect of surge flow was greater in the first experiments.

Conclusion: One of the most important points in designing surface irrigation systems is to determine the infiltration equation parameters. In particular, the difficulty involved in the planning and design of surge irrigation systems is the prior knowledge and understanding of how infiltration changes occur during surging. The main objective of the present study was to evaluate the surge ring infiltrometer test to predict the infiltration in the second and third surges using the first surge data. The results obtained from the surge infiltrometer experiments showed that the use of surge irrigation has the potential to reduce infiltration. The observed and

1 and 2- Graduated in Master Irrigation and Drainage and Professor, Department of Irrigation and Reclamation, University of Tehran, respectively.

3- Assistant Professor, Department of Water Science and Engineering, University of Zanjan

(*- Corresponding Author Email: ojaghlou@znu.ac.ir)

4- Ph.D. Candidate, Water Engineering Department, University of Tabriz

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.88964

predicted cumulative infiltration for the second and third surges showed a good agreement. The surge-ring infiltrometer has the potential for creating an on-off mechanism and is best suited to determine the cumulative infiltration from surges for constant on-off time surge intervals.

Keywords: Surge flow, Ring infiltrometer, The Kostiakov equation



مقاله پژوهشی

تأثیر نانوذرات مگنتیت و برخی از ترکیبات حاوی آهن بر فراهمی آرسنیک، آهن، روی و مس خاک

شهربانو حسنی^۱ - محمد بابا اکبری ساری^{۲*} - محمود رضا نیستانی^۳ - محمدامیر دلآور^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۶/۱۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۲۲

چکیده

تثبیت شیمیایی آرسنیک با استفاده از جاذب‌های مختلف، یکی از روش‌های جدید پالایش آرسنیک خاک است. پژوهش حاضر با هدف بررسی کارایی نانوذرات مگنتیت، سولفات آهن، فروسیلیس، فروسیلیس منیزیم و خاک آهن در کاهش تحرک آرسنیک در خاک‌های آلوده انجام شد. یک آزمایش فاکتوریل با دو فاکتور نوع اصلاح‌کننده (نانوذرات مگنتیت، فروسیلیس، فروسیلیس منیزیم، خاک آهن گل گهر، خاک آهن اسفوردی و سولفات آهن) و مقدار اصلاح‌کننده در چهار سطح (صفر، ۰/۱، ۰/۲ و ۰/۳ درصد آهن)، در یک خاک آلوده به آرسنیک (۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم) در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار انجام شد. پس از گذشت یک ماه، غلظت آرسنیک، آهن، روی و مس فراهم خاک با استفاده از اسید کلریدیک ۰/۱ مولار استخراج و با دستگاه جذب اتمی و ICP اندازه‌گیری شد. سطح ۰/۳ درصد اصلاح‌کننده بیشترین کاهش غلظت آرسنیک فراهم خاک را نشان داد. کمترین غلظت آرسنیک قابل جذب در خاک مربوط به مقدار ۰/۳ درصد آهن نانوذرات مگنتیت و بیشترین آن مربوط به تیمار شاهد بود. افزایش اصلاح‌کننده‌ها باعث افزایش غلظت آهن و روی خاک شد، بیشترین غلظت آهن و روی در تیمار ۰/۳ درصد فروسیلیس، خاک آهن گل گهر و اسفوردی مشاهده شد. کاربرد نانوذرات مگنتیت آرسنیک قابل استخراج با اسید کلریدیک ۰/۱ مولار را بیشتر از سایر جاذب‌ها کاهش داد و در بین اصلاح‌کننده‌های مورد استفاده، نانوذرات مگنتیت کارایی بیشتری در تثبیت شیمیایی آرسنیک خاک نشان داد. سایر اصلاح‌کننده‌ها نیز توانستند بخشی از آرسنیک خاک را تثبیت کنند و با توجه به فراهمی و قیمت مناسب، امکان استفاده از اصلاح‌کننده‌های حاوی آهن در اراضی آلوده به آرسنیک پیشنهاد می‌شود.

واژه‌های کلیدی: اسفوردی، تثبیت شیمیایی، سولفات آهن، فلزات سنگین، گل گهر

مقدمه

بسیستم عنصر پوسته جامد زمین بوده و در بیش از ۲۴۵ کانی و در گستره‌ای وسیع و غلظت‌های مختلف در سنگ‌های معدنی از جمله سولفیدها و همراه با مس، نیکل، سرب، کبالت و سایر فلزات مشاهده شده است (۱۸). خاک‌هایی با آرسنیک کل بیش از ۱۰ (۲) و در برخی منابع تا ۱۳۰ میلی گرم در کیلوگرم (۲۲) آلوده به شمار می‌روند. بسیاری از مناطق دنیا از جمله اروپا، استرالیا، چین، هند، بنگلادش، تایوان، آرژانتین و مکزیک دارای آب، خاک و گیاه آلوده به آرسنیک است. به دلیل تمایل جذب آرسنیک با اکسیژن، آرسنیک معمولاً در اشکال اکسی‌آنیون در خاک یافت می‌شود (۲۱). آرسنیک با برقراری پیوندهای مختلف فیزیکی و شیمیایی با اجزاء مختلف خاک، میان آن‌ها توزیع شده است و چگونگی توزیع آن در این اجزاء، تعیین‌کننده تحرک، زیست‌فراهمی و سمیت این عنصر است. شکل‌های آرسنیک در خاک شامل محلول، تبدلی، به‌صورت اختصاصی جذب شده در سطح ذرات خاک، متصل به اکسیدهای آهن و آلومینیوم آمورف،

آرسنیک یک شبه‌فلز^۵ بسیار سمی و سرطان‌زا برای انسان، گیاهان و حیوانات است که در بسیاری از نقاط جهان مشکلات زیست‌محیطی و بهداشتی زیادی را به وجود آورده است (۳) و به‌طور طبیعی و بر اثر فرآیندهایی مانند هوازدگی، فعالیت‌های آتشفشانی و انسانی در مقادیر مختلف در محیط‌زیست وجود دارد. از نظر مقدار

۱، ۲ و ۴- به ترتیب دانش‌آموخته کارشناسی ارشد، استادیار و دانشیار گروه علوم و

مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران

(*)- نویسنده مسئول: (Email: babaakbari@znu.ac.ir)

۳- دانشجوی دکتری گروه شیمی تجزیه، دانشکده علوم، دانشگاه زنجان، زنجان،

ایران

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.80732

5- Metalloid

مرتزی^۳ و همکاران (۲۳) در بررسی تثبیت آرسنیک در خاک بیان کردند جذب آرسنیت و آرسنات روی هیدروکسیدهای آهن به pH خاک بستگی داشت و بیشترین جذب در pH بین ۴-۶ بود، به طوری که در پهاش کمتر از ZPC، اکسیدهای آهن دارای بار مثبت بوده (ZPC مگنتیت ۶/۵، گواتیت ۶/۸، همتایت ۶/۷) و جاذب مناسبی برای آنیون ها به شمار می آیند. سطح کانی ها در شرایط اسیدی تمایل زیادی برای جذب آرسنات به صورت H_2AsO_4^- و HAsO_4^{2-} داشت (۲۳). لین^۴ و همکاران (۱۶) اظهار نمودند اکسید آهن به طور گسترده ای به عنوان اصلاح کننده در خاک های آلوده به آرسنیک مورد استفاده قرار گرفته است. حذف آرسنات در دو خاک هوازده حاوی ضایعات معدنی آرسنوپیریت، با افزودن اکسی هیدروکسید آهن، هیدروکسیدهای آلومینیوم و کانی های طبیعی رس مورد مطالعه قرار گرفت. پس از چهار هفته، با استفاده از عصاره گل اشباع، آزمایش انجام شد. بهترین نتایج از $\text{Al}(\text{OH})_3$ و FeOOH به دست آمد. حداکثر ظرفیت جذب آرسنات توسط اکسی هیدروکسید آهن ۷۶ میلی گرم در لیتر در pH=۵ بود. در pH>۶ میزان جذب آرسنیک به طور قابل توجهی کاهش یافت (۱۶).

آلودگی منابع خاک و آب به آرسنیک در استان های زنجان، کردستان، آذربایجان شرقی، مشاهده شده است (۶ و ۲۰). در ۱۳ استان آلودگی آب به آرسنیک گزارش شده است و ۹ استان از ۳۱ استان آلوده به آرسنیک بر روی کمر بند آتشفشانی ارومیه-دختر واقع شده اند که یک سازند زمین شناسی مس پورفیری حاوی فلزات سنگین مخصوصاً آرسنیک است. علاوه بر وجود کانی های مختلف حاوی آرسنیک در مناطق مختلف آلوده، فعالیت های معدن کاوی از دیگر عواملی هستند که فرایند آلوده شدن محیط زیست را تشدید می کنند. (۱۴). حداکثر غلظت مجاز آرسنیک کل در خاک های کشاورزی در کشورهای انگلستان، آلمان، لهستان، کانادا و استرالیا به ترتیب ۴۰، ۳۰، ۲۵ و ۵۰ mg/kg در نظر گرفته شده است (۲۷). به منظور کشت و کار در مناطق آلوده به آرسنیک می توان از اصلاح کننده های آلی یا معدنی و یا از گیاهان و درختان مقاوم به آرسنیک استفاده نمود. تاکنون مقایسه ای بین اصلاح کننده های سیلیسیم، خاک آهن معادن داخل کشور و سولفات آهن برای غیر متحرک کردن آرسنیک خاک انجام نگرفته است.

پژوهش حاضر با هدف بررسی و مقایسه کارایی نانوذرات مگنتیت و فروسیلیس، فروسیلیس منیزیم، خاک آهن گل گهر، خاک آهن اسفوردی و اصلاح کننده سولفات آهن در غیر متحرک کردن آرسنیک در خاک های آلوده به آرسنیک و یافتن مقدار مناسب از

متصل به اکسیدهای آهن و آلومینیوم بلورین و اجزای باقی مانده است. اجزاء محلول و تبادل، شکل فراهم یا متحرک و قابل دسترس آرسنیک خاک هستند (۳۴). یافتن اصلاح کننده مناسب و اختصاصی برای کاهش تحرک و زیست فراهمی آرسنیک خاک، از جمله چالش هایی است که پژوهشگران محیط زیست با آن مواجه هستند.

تکنیک های مختلفی برای پالایش آلاینده ها مورد استفاده قرار گرفته است و توانسته اند آلودگی محیط به آرسنیک را کاهش داده یا حذف نمایند به طور کلی روش های پالایش خاک های آلوده بر یکی از دو اصل خارج نمودن آلاینده از خاک (استخراج) و یا غیر متحرک سازی آلاینده استوارند. روش های غیر متحرک سازی شامل جامد سازی^۱ یا تثبیت^۲ است. روش تثبیت شیمیایی بر مبنای کاهش تحرک و فراهمی فلزات سمی توسط افزودنی های مختلف، استوار است، بدین صورت که غلظت اجزاء متحرک فلزات سمی در خاک، با اتصال آن ها به اصلاح کننده کاهش می یابد. روش تثبیت به دلیل سادگی، سرعت، هزینه کم و مؤثر بودن در حذف فلزات سنگین بیشتر مورد توجه پژوهشگران آب و خاک قرار گرفته است (۲۶ و ۸). در واقع جذب سطحی یکی از مهم ترین فرآیند اساسی و مؤثر در تجمع و تثبیت عناصر سنگین خاک است.

ترکیبات حاوی آهن مانند نانواکسیدها و هیدروکسیدهای آهن از جمله موادی هستند که طی سال های اخیر به عنوان ماده اولیه در جهت تیمار و پاک سازی آب و خاک آلوده به فلزات سنگین استفاده شده اند (۱۷). این اکسیدها و هیدروکسیدها در مقیاس نانو به دلیل داشتن سطح ویژه بیش تر، سینتیک جذب سریع تر و قابلیت انتقال بیش تر به اعماق، نسبت به ذرات با مقیاس میکرو، ۵ تا ۱۰ برابر آرسنیک بیشتر را جذب می کنند (۳۵) و پتانسیل بیش تری برای غیر متحرک سازی آن دارند. قابلیت نانوذرات آهن و نانواکسیدهای آهن در جذب آرسنیک در چندین مطالعه که به صورت پیمانه ای و ستونی انجام شدند ثابت شده است (۳۶ و ۳۱). هارتلی و همکاران (۱۲) با استفاده از آزمایش های ستونی تأثیر افزودن یک درصد وزنی آهک، گوتیت و سولفات آهن (III) و (II) را بر تثبیت و کاهش تحرک آرسنیک در چند خاک آلوده بررسی نموده و گزارش کردند که ترکیبات حاوی آهن، به ویژه آهن سه ظرفیتی، به خوبی غلظت آرسنیک در زه آب خروجی از ستون های خاک را کاهش داد، به طوری که میزان کاهش غلظت آرسنیک در زه آب خروجی با افزودن سولفات آهن (II) و (III) و گوتیت به ترتیب ۸۷، ۹۲ و ۵۶ درصد بود در حالی که آهک فقط ۱۷ درصد غلظت آرسنیک را کاهش داد (۱۲).

3- Miretzky

4- Lin

1- Solidification

2- Stabilization

جاذب‌های انجام شد.

مواد و روش‌ها

به‌منظور انجام این پژوهش، یک نمونه خاک مرکب از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری از شهرک صنعتی روستای چیر استان زنجان تهیه شد. نمونه خاک در هوای آزاد خشک و پس از گذراندن شدن از الک ۲ میلی‌متری، EC، pH، بافت به روش هیدرومتری، درصد کربن آلی خاک به روش والکلی و بلک (۲۵) درصد کربنات کلسیم معادل با روش کلسیمتری (۲۴) غلظت آرسنیک فراهم با استفاده از اسید کلرید ۰/۱ مولار (۴ و ۲۳) و غلظت آرسنیک معادل کل با اسید نیتریک غلیظ و آب اکسیژنه (۱۳) و با استفاده از پلاسماهای جفت شده القایی - طیف‌سنجی نشر اتمی (ICP-OES, Varian Vista-MPX) اندازه‌گیری شدند.

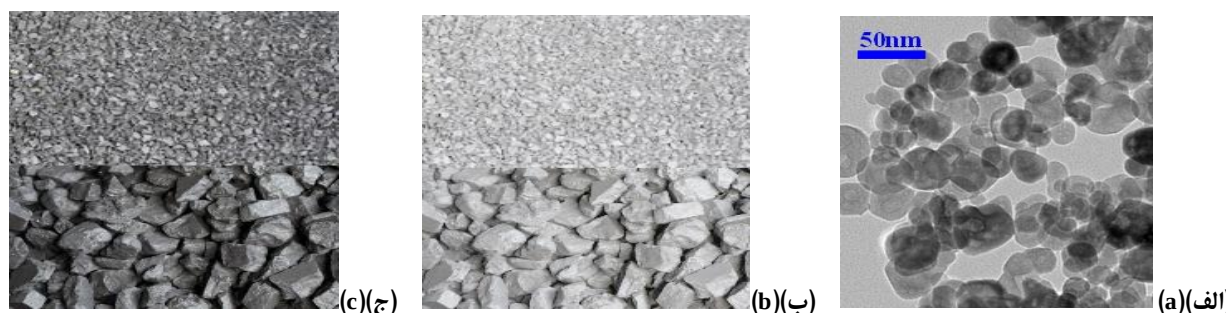
برای افزایش غلظت آرسنیک فراهم خاک به ۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم آرسنیک از نمک آرسنات سدیم ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) استفاده شد. نمک آرسنات سدیم در آب مقطر معادل ظرفیت زراعی حل و به نمونه‌های خاک اضافه گردید و به خوبی یکنواخت و همگن شد. آزمایش به‌صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملاً تصادفی اجرا شد. نانوذرات مگنتیت از شرکت Ionic Liquids Technologies (IoLiTec) تهیه شد. سایر جاذب‌های آهن‌دار از معادن فروسیلیس ایران، اسفوردی یزد و گل گهر سیرجان تهیه شدند و پس از عبور از الک ۱ میلی‌متر استفاده شدند. تیمارهای آزمایش شامل شش نوع اصلاح‌کننده (نانوذرات مگنتیت، فروسیلیس، فروسیلیس منیزیم، خاک آهن گل گهر، خاک آهن اسفوردی و سولفات آهن) و چهار سطح اصلاح‌کننده شامل ۰، ۰/۰۷۵، ۰/۱۵ و ۰/۳ درصد آهن بود، به‌طوری‌که مقدار یکسان آهن برای هر یک از سطوح اصلاح‌کننده‌ها استفاده شد.

بعد از اضافه کردن مقادیر مختلف اصلاح‌کننده به سه کیلوگرم خاک خشک آلوده چندين بار همزده شد تا کاملاً یکنواخت شود،

خاک‌ها به داخل گلدان‌ها ریخته شد. گلدان‌ها برای رسیدن به تعادل نسبی به مدت دو ماه (هشت چرخه خشک و تر شدن) و در نقطه ۸۰ درصد ظرفیت مزرعه در شرایط گلخانه و دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. سپس خاک‌های داخل گلدان‌ها در هوای آزاد خشک شدند.

نانوذرات مگنتیت (Fe_3O_4): طبق اطلاعات شرکت تولیدکننده، مورفولوژی نانوذرات مگنتیت به‌وسیله میکروسکوپ الکترونی رویی (SEM) کروی تشخیص داده شد و درصد خلوص نانوذرات ۹۸٪، اندازه ذرات بین ۲۰-۳۰ نانومتر، سطح ویژه آن‌ها ۴۰-۶۰ متر مربع در گرم، دارای رنگ قهوه‌ای تیره، جرم ذرات ۰/۸۴ و چگالی آن‌ها بین ۴/۸-۵/۱ گرم در سانتی‌متر مکعب بود (شکل ۱). همچنین طبق اطلاعات شرکت‌های تولید کننده و آزمایش‌های اولیه، فروسیلیس حاوی ۷۲-۷۰ درصد سیلیسیم و ۱۸ درصد آهن بود. آلیاژ فروسیلیس منیزیم (Fe-Si-Mg) حاوی ۴۳-۴۸ درصد سیلیسیم، ۵-۶ درصد منیزیم و ۳۱ درصد آهن بود. آهن کل خاک آهن اسفوردی یزد ۶۰-۵۹ درصد، خاک گل گهر ۶۵-۶۴ درصد و سولفات آهن آن ۱۸ درصد بود.

بعد از اضافه کردن مقادیر مختلف اصلاح‌کننده به ۳ کیلوگرم خاک آلوده، خاک‌ها به داخل گلدان‌ها ریخته شد. گلدان‌ها برای رسیدن به تعادل نسبی به مدت دو ماه (هشت چرخه خشک و تر شدن) و در نقطه ۸۰ درصد ظرفیت مزرعه در شرایط گلخانه نگهداری شدند. سپس خاک‌های داخل گلدان‌ها در هوای آزاد خشک شدند و آرسنیک، آهن، روی و مس فراهم (شکل‌های محلول و تبادل‌ی خاک) با روش اسید کلریدریک ۰/۱ مولار استخراج گردید، طبق روش یک گرم از نمونه‌های خاک با ۲۵ میلی‌لیتر از محلول ۰/۱ مولار اسیدکلریدریک به مدت ۲ ساعت شیک و سپس از کاغذ صافی عبور داده و در ظروف اسید واش نگهداری شد (۲۳ و ۴).



شکل ۱- الف- تصویر SEM نانوذرات مگنتیت (Fe_3O_4)، ب- تصویر فروسیلیس (Ferrosilicon) و ج- تصویر فروسیلیس منیزیم (FeSiMg)
Figure 1- SEM image of magnetite nanoparticles (Fe_3O_4), b- image of Ferrosilicon and c- image of ferrosilicon magnesium (FeSiMg)

نتایج و بحث

برخی ویژگی‌های فیزیکی - شیمیایی خاک مورد مطالعه در جدول ۱ بیان شده است. نتایج حاصل از آزمایش‌های خاک نشان داد که خاک مورد مطالعه دارای بافت لومی شنی، آهکی، لب شور، مقدار کربن آلی ۰/۳۳ درصد، کربنات کلسیم معادل ۱۳/۴۵ درصد بود و غلظت آرسنیک استخراج شده با HCl (0.1M) آن قبل از افزایش اصلاح‌کننده‌ها ۲۰ میلی گرم در کیلوگرم بود.

اثر ساده انواع و مقادیر جاذب بر غلظت آرسنیک قابل جذب خاک

نتایج مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد که کاربرد نانوذرات مگنتیت، سولفات آهن، فروسیلیس منیزیم و فروسیلیس، خاک آهن اسفوردی و خاک آهن گل گهر در سطح یک درصد باعث کاهش معنی‌دار غلظت آرسنیک قابل استخراج با اسید کلریدیک ۰/۱ مولار خاک شد.

درصد آهن کل و فراهم در جاذب‌های مورد استفاده در این پژوهش به روش تیزاب سلطانی و DTPA تعیین گردید. برای تعیین آهن کل اصلاح‌کننده‌ها، یک گرم از نمونه‌های جاذب‌ها را با نسبت ۱:۳ اسید نیتریک غلیظ و اسید کلریدیک غلیظ اضافه گردید و به مدت ۶ ساعت زیر هود روی هیتر در حرارت ۲۰۰ درجه سانتی‌گراد هضم انجام شد و برای تعیین آهن فراهم اصلاح‌کننده‌ها، به ۱۰ گرم از نمونه‌های جاذب‌ها ۲۰ میلی‌لیتر DTPA اضافه گردید و به مدت دو ساعت روی همزن برقی هم زده شد و پس از ۱۰ دقیقه سانتریفوژ در سرعت ۲۶۰۰ دور در دقیقه شدن نمونه‌ها از کاغذ صافی عبور داده شد. غلظت آرسنیک، آهن، روی و مس با استفاده از دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد و کارایی اصلاح‌کننده‌های مختلف در تثبیت آرسنیک خاک با یکدیگر مقایسه شد.

تجزیه تحلیل آماری داده‌ها توسط نرم‌افزار SPSS (نسخه ۲۲) و مقایسه میانگین داده‌ها با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح آماری یک درصد صورت پذیرفت. نمودارها با نرم‌افزار اکسل رسم شدند.

جدول ۱- ویژگی‌های شیمیایی خاک مورد استفاده

Table 1- Selected chemical properties of soil used

ویژگی Parameter	EC عصاره گل اشباع EC of saturation Paste	pH	سیلت Silt	شن Sand	رس Clay	رطوبت اشباع Saturation moisture
واحد Unit	$dS\ m^{-1}$	-	%	%	%	%
مقدار Value	3.5	7.2	30.4	52.5	17.1	40

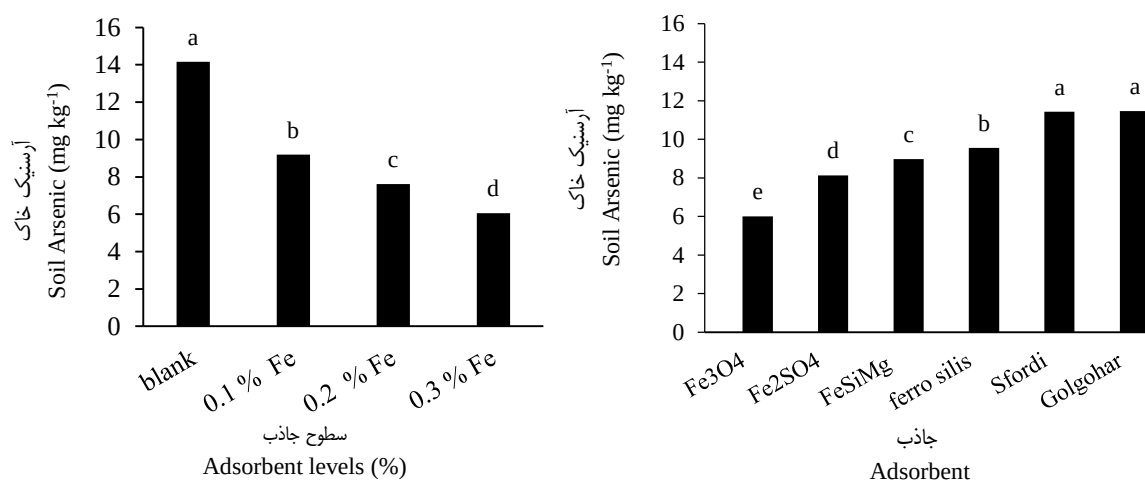
جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس اثرات ساده و متقابل انواع و مقادیر جاذب بر غلظت آرسنیک استخراج با HCL و آهن، روی و مس خاک

Table 2- Analysis of variance results of simple and interactions effects of adsorbent type and amount on soil As and Mn concentration

منابع تغییرات Source of variation	درجه آزادی df	میانگین مربعات MS			
		مس Cu	روی Zn	آهن Fe	آرسنیک As
انواع جاذب Adsorbent type	5	0.041 ^{ns}	0.676 ^{ns}	2.021**	52.014**
مقادیر جاذب Adsorbent amount	3	0.074 ^{ns}	0.036 ^{ns}	66.593**	222.55**
انواع جاذب × مقادیر جاذب Type × amount	15	0.048 ^{ns}	0.049 ^{ns}	0.700*	6.587**
خطای آزمایش Error	48	0.045	0.532	0.306	0.055
ضریب تغییرات (%) CV (%)	-	22.14	31	10.9	14.9

ns, ** و * به ترتیب در سطح احتمال یک درصد، پنج درصد معنی‌دار و ns غیر معنی‌دار می‌باشد.

ns, ** and *: indicate no significant, significant at 1% and 5% level of probability, respectively.



شکل ۲- تأثیر انواع و مقادیر جاذب‌ها بر غلظت آرسنیک خاک
Figure 2- The effect of types and amounts of adsorbents on soil arsenic concentration

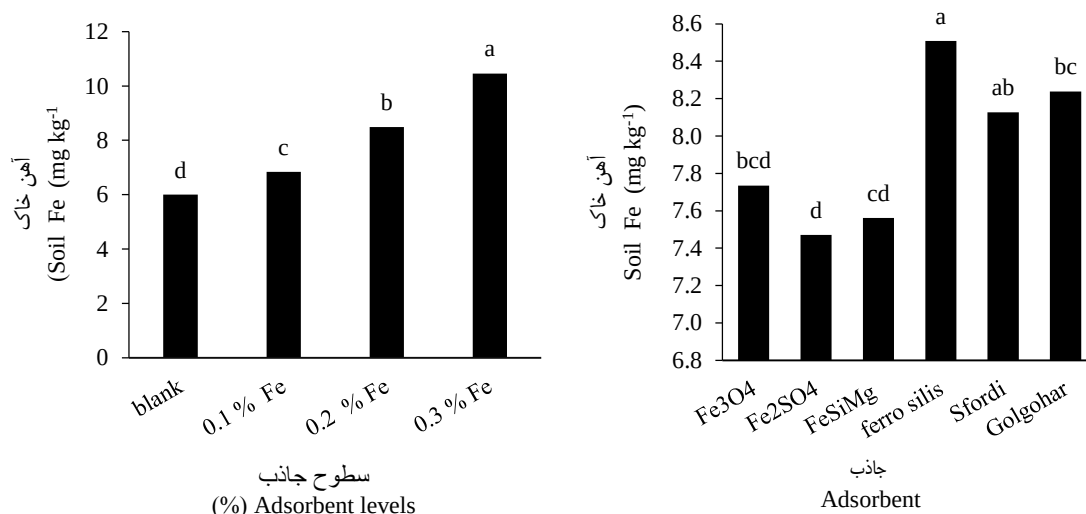
قابل دسترس آرسنیک را کاهش می‌دهد (۱۵). شپلی^۲ و همکاران (۳۰) اظهار نمودند که اکسیدها، هیدروکسیدها و اکسی‌هیدروکسیدهای آهن به دلیل جذب قوی، سرعت بالا در جذب و واجذب، پتانسیل زیادی برای پاک‌سازی خاک‌های آلوده به آرسنیک دارند. آرسنات تمایل شدیدی به برهمکنش با خاک مخصوصاً با اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن دارد. آرسنات از طریق واکنش تبادل لیگاندی با گروه‌های اکسیژن اکسید آهن (مگنتیت)، به شکل پیوندهای تک‌دندانه‌ای- تک‌هسته‌ای در سطوح با بار کم، دودندانه‌ای- دوهسته‌ای در سطوح با بار متوسط و زیاد و در موارد نادر به شکل سه‌دندانه‌ای- چندهسته‌ای جذب آن می‌شود (۳۰).

اثر ساده انواع و مقادیر جاذب بر غلظت آهن خاک

اثر ساده انواع و مقادیر جاذب بر غلظت آهن خاک در سطح یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۲). مقایسه میانگین‌ها نشان داد که کاربرد نانوذرات مگنتیت، سولفات آهن، فروسیلیس منیزیم و فروسیلیس، خاک آهن اسفوردی و خاک آهن گل گهر سبب افزایش معنی‌دار غلظت آهن خاک شد و با افزایش مقدار جاذب‌ها، غلظت آهن خاک افزایش یافت (شکل ۳). کارایی جاذب‌ها در افزایش غلظت آهن در خاک، بدین ترتیب بود: خاک آهن اسفوردی = خاک آهن گل گهر < نانوذرات مگنتیت < سولفات آهن < فروسیلیس منیزیم. جاذب‌های سولفات آهن، خاک آهن اسفوردی و خاک آهن گل گهر حاوی آهن بوده و در آزادسازی آهن توانایی بالایی داشتند، بنابراین این جاذب‌ها در تأمین آهن گیاهان می‌تواند کاربرد داشته باشد.

با افزایش سطوح جاذب‌ها، غلظت آرسنیک خاک کاهش یافت. کارایی جاذب‌ها در کاهش غلظت آرسنیک قابل جذب در خاک، بدین ترتیب بود: نانوذرات مگنتیت < فروسیلیس < فروسیلیس منیزیم < سولفات آهن < خاک آهن گل گهر و اسفوردی. نانوذرات مگنتیت سطح ویژه بیشتر و قدرت جذب بالاتری داشته و باعث کاهش غلظت آرسنیک شد. نمک سولفات آهن پس از استفاده در خاک آهنی رسوب کرده و ممکن است بخشی از آرسنیک را تثبیت کند، از طرفی در تأمین آهن موردنیاز گیاهان به‌عنوان کود شیمیایی کاربرد دارد. به‌طور کلی ترکیبات حاوی آهن با آرسنیک واکنش نشان داده و آرسنیک را جذب و تثبیت می‌کنند. جاذب‌های آهن‌دار فروسیلیس و فروسیلیس منیزیم، خاک آهن اسفوردی و گل گهر دارای ذرات میکرو بوده و نسبت به نانوذرات مگنتیت سطح ویژه پایین و جذب کمتری دارند و از این جاذب‌ها می‌توان به دلیل قیمت ارزان در تهیه کودهای شیمیایی حاوی آهن و جاذب‌های در دسترس استفاده نمود. در تمامی انواع جاذب، با افزایش مقدار کاربرد جاذب غلظت آرسنیک قابل جذب خاک کاهش یافت (شکل ۲).

مارتزی و همکاران (۲۳) اظهار نمودند اضافه کردن نمک سولفات آهن (II) به خاک آلوده به آرسنیک برای غیرفعال شدن آرسنیک یک روش مناسب برای اصلاح خاک است (۲۳). کومارک^۱ و همکاران (۱۵) گزارش نمودند که اکسیدهای آهن به دلیل ظرفیت جذب بالا پتانسیل خوبی برای تثبیت آرسنیک و دیگر فلزات از خاک‌های آلوده دارند و کاربرد آن‌ها غلظت اجزای متحرک، زیست فراهم و



شکل ۳- اثر انواع و مقادیر جاذب‌ها بر غلظت آهن خاک
Figure 3- The effect of types and amounts of adsorbents on soil iron concentration

مولار خاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۲). کمترین غلظت آرسنیک خاک در مقایسه با تیمار شاهد در سطح ۰/۳ درصد آهن تیمار شده با نانوذره مگنتیت ۶/۰۵ میلی‌گرم در کیلوگرم بود و بیشترین غلظت آرسنیک در خاک در مقایسه با تیمار شاهد در سطح ۰/۱ درصد آهن تیمار شده با خاک آهن گل گهر ۷/۹۵ میلی‌گرم در کیلوگرم بود (جدول ۳). کومارک^۱ و همکاران (۱۵) گزارش نمودند که اکسیدهای آهن به دلیل ظرفیت جذب بالا پتانسیل خوبی برای تثبیت آرسنیک و دیگر فلزات از خاک‌های آلوده دارند و کاربرد آن‌ها غلظت اجزای متحرک، زیست فراهم و قابل‌دسترس آرسنیک را کاهش می‌دهد. کمترین غلظت آرسنیک قابل‌جذب در خاک مربوط به مقدار معادل ۰/۳ درصد نانوذرات مگنتیت و بیشترین غلظت آن مربوط به تیمار شاهد (بدون کاربرد جاذب) بود. بررسی‌های صورت گرفته نشان داده‌اند که جذب آرسنات بر اجزای خاک، مثل اکسیدها و هیدروکسیدها و اکسی هیدروکسیدهای آهن و آلومینیم از طریق مکانیسم تبادل لیگاندی و در اثر تشکیل کمپلکس درون کره‌ای می‌باشد (۲۹). مانینگ^۲ و همکاران (۱۹) دریافتند که آرسنات با دو گروه ساده هیدروکسیل (OH) جایگزین شده و کمپلکس‌های دو هسته‌ای Fe₂O₃AsO(OH) را تشکیل می‌دهد. مطالعات آزمایشگاهی با دستگاه‌های EXAFS^۳ و FTIR^۴ شواهد مستقیمی از تشکیل کمپلکس‌های درون کره‌ای آرسنات و آرسنیت با اکسیدهای آهن ارائه شده است (۳۳).

اثر ساده انواع و مقادیر جاذب بر غلظت عنصر روی و مس خاک

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر مقادیر و سطوح جاذب بر غلظت روی قابل‌جذب در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار نبود (جدول ۲). مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد که در تمامی انواع جاذب، با افزایش کاربرد جاذب غلظت روی خاک افزایش یافت اما این افزایش معنی‌دار نبود (جدول ۲) در کلیه جاذب‌ها، مقدار جاذب ۰/۲ درصد آهن، در افزایش غلظت روی قابل‌جذب مؤثرتر از سایر مقادیر جاذب‌ها بود. همچنین نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر انواع و مقادیر جاذب بر غلظت مس قابل‌جذب در خاک معنی‌دار نبود (جدول ۲). نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر متقابل انواع و مقادیر جاذب بر غلظت قابل استخراج با اسید کلریدیک ۰/۱ مولار خاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار نبود (جدول ۲). بیشترین غلظت روی خاک در مقایسه با تیمار شاهد با کاربرد مقدار ۰/۲ درصد آهن در خاک‌های تیمار شده با سولفات آهن ۱/۱۸۲ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. کومارک و همکاران (۱۳) نشان داد که مصرف سولفات آهن باعث آزادسازی روی، مس، منگنز و کادمیوم خاک شد (۱۳). شفاعی و همکاران (۲۸) نشان دادند که مصرف دو درصد نانوذرات میکرو و نانو اکسید آهن باعث افزایش غلظت محلول روی، نیکل و سرب خاک آهکی شد (۲۸).

اثر متقابل انواع و مقادیر جاذب بر غلظت آرسنیک قابل‌جذب خاک

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر متقابل انواع و مقادیر جاذب بر غلظت آرسنیک قابل استخراج با اسید کلریدیک ۰/۱

1- Komarek

2- Manning

3- Extended x-ray adsorption fine structure

4- Fourier transform infrared spectroscopy

جدول ۳- مقایسه میانگین اثر متقابل انواع و مقادیر جاذب بر غلظت آرسنیک و آهن خاک (میلی گرم بر کیلوگرم)
 Table 3- Comparison of the average interaction of type and amount of adsorbent on soil arsenic and iron concentrations (mg.kg⁻¹)

نوع جاذب Adsorbant	سطح Level	آهن Fe	آرسنیک As
%		(mg.kg ⁻¹).....	
Control	0	6.00 i	14.17 a
Fe ₃ O ₄	0.1	7.16 gh	5.11 j
	0.2	8.18 efg	2.11 l
	0.3	9.60 cd	1.915 m
Fe ₂ So ₄	0.1	6.20 hi	8.15 g
	0.2	7.52 fg	6.48 i
	0.3	10.16 bc	3.69 k
Magnesium Ferrosill	0.1	6.10 i	9.05 f
	0.2	8.10 efg	7.54 h
	0.3	10.45 abc	5.11 j
Ferro sillis	0.1	7.39 g	9.737 de
	0.2	9.87 bc	8.19 g
	0.3	10.77 ab	6.13 i
Sfordi	0.1	7.36 g	11.52 b
	0.2	8.47 ef	10.13 d
	0.3	10.67 ab	9.90 de
Golgohar	0.1	7.16 gh	9.56 e
	0.2	8.70 de	8.54 g
	0.3	11.09 a	7.35 h

میانگین‌های با حروف مشابه در هر ستون از نظر آماری تفاوت معنی‌داری ندارند.

Means with the same letter are not significantly different from each other.

گروه‌های OH سطح، به شکل پیوندهای تک دندانه‌ای- تک‌هسته‌ای در سطوح با بار کم، دودندانه‌ای-دو هسته‌ای در سطوح با بار متوسط و زیاد و در موارد نادر به شکل سه‌دندانه‌ای- چندهسته‌ای جذب اکسیدهای آهن می‌شود (۱۹).

فندورف^۶ و همکاران (۹) در بررسی مکانیسم جذب آرسنات و کرومات بر سطح گوتیت با استفاده از EXAFS مشاهده کردند که سه نوع کمپلکس شدن در سطح گوتیت وجود دارد: کمپلکس تک‌دندانه‌ای، کمپلکس دودندانه-تک‌هسته‌ای و کمپلکس دودندانه-دوهسته‌ای که در حالت کم بودن پوشش سطح، کمپلکس تک‌دندانه‌ای غالب بوده ولی در حالت زیاد بودن پوشش سطح کمپلکس دودندانه‌ای غالب است (۹). تحقیقات گراسل و اسپارکس^۷ (۱۰) نشان داد که ثابت سرعت جذب آرسنات بر سطح گوتیت بسیار بیشتر از ثابت سرعت واجذب آن است. آنان اظهار کردند که آرسنات به‌صورت اختصاصی و از طریق تشکیل کمپلکس درون‌کره‌ای دودندانه جذب گوتیت می‌شود (۱۰). استفاده از هیدروکسید آهن

وانگ^۱ و همکاران (۳۲) با استفاده از به کار بردن تکنیک‌های EXAFS^۲ و TEM^۳ نشان دادند که آرسنات قادر به وارد شدن به ساختار نانوذرات مگنتیت و تشکیل کمپلکس‌های درون‌کره‌ای با آن می‌باشد (۳۲). زانگ^۴ و همکاران (۳۸) نیز با استفاده از تکنیک EXAFS^۵ نشان دادند که آرسنات عمدتاً در اثر تشکیل کمپلکس‌های درون‌کره‌ای تک‌هسته‌ای و دو هسته‌ای جذب سطح نانوذرات مگنتیت شد (۳۸). مکانیسم غیراختصاصی (الکترواستاتیکی) آرسنات بر سطح اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن به مقادیر pH زیر نقطه صفر بار الکتریکی (ZPC) سطح جاذب محدود می‌گردد که نیروی الکترواستاتیک بین بار مثبت سطح جاذب و بار منفی اکسی آنیون آرسنات جذب را ممکن می‌کند (۵)، اما مکانیسم اصلی جذب آرسنات بر سطح اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن، تشکیل کمپلکس‌های درون‌کره‌ای می‌باشد. آرسنات از طریق واکنش تبادل لیگاندی با

- 1- Wang
- 2- Extended x-ray adsorption fine structure
- 3- Transmission electron microscopy
- 4- Zhang
- 5- Extended x-ray adsorption fine structure

6- Fendorf

7- Grossl & Sparks

به عنوان اصلاح کننده باعث کاهش معنی دار آرسنیک آزاد شده در تمام خاکها شد. با افزایش سطح کاربرد هیدروکسید آهن در محدوده سطوح استفاده شده، کاهش در آزادسازی آرسنیک تشدید شد (۲۰).

اثر متقابل انواع و مقادیر جاذب بر غلظت آهن خاک

نتایج تجزیه واریانس داده ها نشان داد که اثر متقابل انواع و مقادیر جاذب بر غلظت آهن فراهم خاک در سطح احتمال یک درصد معنی دار بود (جدول ۲). مقایسه میانگین داده ها نشان داد که در تمامی انواع جاذب، با افزایش کاربرد مقدار جاذب غلظت آهن قابل جذب خاک افزایش یافت (جدول ۳). بیشترین غلظت آهن خاک در مقایسه با تیمار شاهد در مقدار ۰/۳ درصد آهن خاک های تیمار شده با خاک آهن گل گهر به ۱۱/۰۹ میلی گرم در کیلوگرم بود و کمترین غلظت آهن خاک در تیمار شاهد (۶ میلی گرم در کیلوگرم) مشاهده شد. آهن موجود در اصلاح کننده ها به تدریج در خاک آزاد شده و باعث افزایش غلظت قابل جذب خاک شده اند. عبدالمی و همکاران (۱) نشان دادند مصرف نانو ذرات اکسید روی به مقدار ۳۰۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک باعث بیشترین افزایش غلظت روی قابل استخراج با DTPA خاک شد و نسبت به مصرف سولفات روی غلظت روی خاک را بیشتر افزایش داد (۱).

نتیجه گیری

نتایج نشان داد همه جاذب های حاوی آهن باعث کاهش غلظت آرسنیک قابل استخراج با اسید کلریدیک ۰/۱ مولار خاک شدند. به ترتیب نانوذرات مگنتیت < سولفات آهن < فروسیلیس منیزیم < فروسیلیس < خاک آهن اسفوردی و گل گهر باعث کاهش بیشتر غلظت آرسنیک قابل استخراج با اسید کلریدیک ۰/۱ مولار خاک شدند. سطح ۰/۳ درصد اصلاح کننده بیشترین کاهش غلظت

منابع

1. Abdollahi A., Norouzi Masir M., Taghavi M., and Moezzi A. 2019. Effect of zinc oxide nanoparticles on zinc chemical forms in soil solution phase and its correlation with concentration and uptake of zinc in wheat. Applied Soil Research 7(4):35-46. (In Persian)
2. Adriano D.C. 2001. Arsenic. In Trace elements in terrestrial environments (pp. 219-261). Springer, New York, NY.
3. Agrafioti E., Kalderis D., and Diamadopoulos E. 2014. Arsenic and chromium removal from water using biochars derived from rice husk, organic solid wastes and sewage sludge. Journal of Environmental Management 133: 309-314.
4. Ali S. S., Begum M., Rashid M.H., and Huq S.I. 2016. Arsenic mobility in saline soil and its impact on plant growth. Bangladesh Journal of Scientific Research 29(2):153-161.
5. Arai Y., and Sparks D.L. 2002. Residence time effects on arsenate surface speciation at the aluminium oxide-water interface. Soil Science 167: 303-314.
6. Babaakbari Sari M., Farahbakhsh M., Savaghebi G.R., and Najafi N. 2014. Investigation of arsenic concentration in some of the calcareous soils of Ghorveh and arsenic uptake by maize, wheat and rapeseed in a natural contaminated soil. Water and Soil Science 23(4): 1-16. (In Persian with English abstract)

آرسنیک قابل استخراج با اسید کلریدیک ۰/۱ مولار خاک را نشان داد. کمترین غلظت آرسنیک قابل جذب در خاک مربوط به مقدار ۰/۳ درصد نانوذرات مگنتیت و بیشترین آن مربوط به تیمار شاهد (بدون کاربرد اصلاح کننده) بود. افزایش اصلاح کننده ها باعث افزایش غلظت آهن قابل استخراج با اسید کلریدیک ۰/۱ مولار خاک شد، بیشترین غلظت آهن در تیمار ۰/۳ درصد فروسیلیس، خاک آهن گل گهر و اسفوردی مشاهده شد. افزایش اصلاح کننده ها باعث افزایش ناچیز غلظت قابل استخراج با اسید کلریدیک ۰/۱ مولار روی خاک شد، بیشترین غلظت روی در تیمار ۰/۳ درصد فروسیلیس، خاک آهن گل گهر و اسفوردی مشاهده شد. افزایش اصلاح کننده ها باعث کاهش ناچیز غلظت مس خاک شد، که از نظر آماری معنی دار نبود. در بین اصلاح کننده های مورد استفاده، نانوذرات مگنتیت کارایی بیشتری در تثبیت شیمیایی آرسنیک خاک نشان داد. سایر اصلاح کننده ها نیز توانستند بخشی از آرسنیک خاک را تثبیت کنند. نانوذرات مگنتیت با توجه به سطح ویژه و بار سطحی بالا، بیشترین تأثیر در حذف آرسنیک خاک نشان داد اما از نظر آماری کاهش غلظت آرسنیک توسط مگنتیت، سولفات آهن و فروسیلیس منیزیم در یک گروه آماری قرار داشت و با توجه به قیمت مناسب و در دسترس بودن این اصلاح کننده های معدنی، سولفات آهن و فروسیلیس منیزیم برای تثبیت آرسنیک خاک پیشنهاد می شوند. در سطوح ۰/۳ درصد خاک گل گهر و اسفوردی هم توانستند غلظت آرسنیک را بیش از ۵۰ درصد کاهش دهند و برای تثبیت آرسنیک خاک آلوده پیشنهاد می شوند. خاک آهن گل گهر و اسفوردی و فروسیلیس منیزیم باعث بیشترین افزایش در غلظت آهن خاک شدند و در یک گروه آماری قرار داشتند. با توجه به غلظت سایر عناصر خاک و قیمت اصلاح کننده ها، سطح ۰/۲ درصد سولفات آهن و فروسیلیس منیزیم برای تثبیت آرسنیک خاک آلوده کشور پیشنهاد می شوند.

7. Carabante I., Grahn M., Holmgren A., Kumpiene J., and Hedlund J. 2009. Adsorption of As (V) on iron oxide nanoparticle films studied by in situ ATR-FTIR spectroscopy. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 346(1-3): 106-113.
8. Chang Y.C., and Chen D.H. 2005. Preparation and adsorption properties of monodisperse chitosan-bound Fe_3O_4 magnetic nanoparticles for removal of Cu (II) ions. *Journal of Colloid and Interface* 283(2): 446-451.
9. Fendorf S., Nico P.S., Kocar B.D., Masue Y., and Tufano K.J. 2010. Arsenic chemistry in soils and sediments. *Developments in Soil Science* 34: 357-378.
10. Grossl P.R., and Sparks D.L. 1995. Evaluation of contaminant ion adsorption/ desorption on goethite using pressure-jump relaxation kinetics. *Geoderma* 67:87-101.
11. Gulz P.A., Gupta S.K., and Schulin R. 2005. Arsenic accumulation of common Plants from contaminated soils. *Plant and Soil* 272: 337-347.
12. Hartley W., Edwards R., and Lepp N.W. 2004. Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short- and long-term leaching tests. *Environmental Pollution* 131: 495-504.
13. Hudson Edwards K.A., Houghton S.L., and Osborn A. 2004. Extraction and analysis of arsenic in soil and sediments. *Trends in Analytical Chemistry* 23: 745-752.
14. Khadem M.I.N., and Golchin A. 2019. Risk Assessment of Contamination of the Country's Soil and Water Resources with Arsenic. *Iranian Journal of Soil and Water Research* 50(7): 1595-1617. (In Persian with English abstract)
15. Komarek M., Vanek A., and Ettler V. 2013. Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides- a review. *Environmental Pollution* 172: 9-22.
16. Lin Z., and Puls R.W. 2003. Potential indicators for the assessments of arsenic attenuation in the subsurface. *Advance Environmental Research* 7: 825-834.
17. Lo M.C.I., Hu J., and Chen G. 2009. Iron-based magnetic nanoparticles for removal of heavy metals from electroplating and metal-finishing wastewater, p 213.
18. Mahimairaja S., Bolan N.S., Adriano D.C., and Robinson B. 2005. Arsenic contamination and its risk management in complex environmental settings. *Advances in Agronomy*, 86:1-82.
19. Manning B.A., Hunt M., Amrhein C., and Yarmoff J. 2002. Arsenic (V) Reactions with zerovalent iron corrosion products. *Environmental Science and Technology* 36: 54-61.
20. Marzi M., Towfighi H., Farahbakhsh M., and Shahbazi K. 2020. Arsenic Mapping in the East Azarbaijan Province and the Feasibility Study of Decreasing Arsenic Release (A Case Study of Hashtrud). *Iranian Journal of Soil and Water Research* 51(8): 2101-2110. (In Persian with English abstract)
21. Matera V. 2001. Arsenic behavior in contaminated soils: mobility and speciation. *Heavy Metals Release in Soils* 207-235.
22. Matschullat J. 2000. Arsenic in the geosphere—a review. *Science of the Total Environment* 249(1-3): 297-312.
23. Miretzky P., and Cirelli A.F. 2010. Remediation of arsenic-contaminated soils by iron amendments: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 40(2): 93-115.
24. Nelson R.E. 1982. Carbonate and gypsum, P 181-196. In: Page, A.L. (Ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 2. 2nd ed. Chemical and microbiological properties. Agron. Monogr. 9. SSSA and ASA, Madison, WI.*
25. Page A.L., Miller R.H., and Keeney D.R. 1982. *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical microbiological properties. American Society of Agronomy, Inc, Soil Science of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA.*
26. Prasad M., and Saxena S. 2004. Sorption mechanism of some divalent metal ions onto low-cost mineral adsorbent. *Industrial and Engineering Chemistry Research* 43(6): 633-640.
27. Sadr S., Afyuni M., and Fathian Por N. 2010. Spatial variability of arsenic under different land use in Isfahan region. *Journal of Water and Soil Science* 13(50): 65-75. (In Farsi)
28. Shafai S.H., Fotovat A., and Khorasani R. 2012. Effect of nanoscale Zero-Valent Iron (nZVI) on heavy metals availability in a calcareous soil. *Journal of Water and Soil* 26(3): 586-596
29. Sherman D.M., and Randall S.R. 2003. Surface complexation of arsenic (V) to iron (III) (hydr) oxides: Structural mechanism from ab initio molecular geometries and EXAFS spectroscopy. *Geochim Cosmochim Acta* 67: 4223-4230.
30. Shipley H.J., Engates K.E., and Guettner A.M. 2011. Study of iron oxide nanoparticles in soil for remediation of arsenic. *Nanoparticles Research* 13: 2387-2397.
31. Shipley H.J., Yean S., Kan A.T., and Tomson M.B. 2009. Adsorption of arsenic to magnetite nanoparticles: effect of particle concentration, pH, ionic strength, and temperature, *Journal of Environmental Topical Chemical*, 28(3): 509-515.
32. Wang Y., Morin G., Ona-Nguema G., Juillot F., Calas G., and Brown G.E. 2011. Distinctive arsenic (V) trapping modes by magnetite nanoparticles induced by different sorption processes. *Environmental Science and Technology* 45: 7258-7266.
33. Waychunas G.A., Rea B.A., Fuller C.C., and Davis J.A. 1993. Surface chemistry of ferrihydrite, part 1. EXAFS studies of the geometry of co precipitated and adsorbed arsenate. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 57: 2251-

- 2269.
34. Wenzel W.W., Kirchbaumer N., Prohaska T., Stingeder G., Lombi E., and Adriano D.C. 2001. Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta* 436: 309-323.
 35. Yean S., Cong L., Yavuz C.T., Mayo J.T., Yu W.W., Kan A.T., Calvin V.L., and Tomson M.B. 2005. Effect of magnetite particle size on adsorption and desorption of arsenite and arsenate. *Journal of Materials Research* 20: 3255-3264.
 36. Yuan C., and Lien H.L. 2006. Removal of arsenate from aqueous solution using nanoscale iron particles. *Water Quality Research Journal* 41(2): 210-215.
 37. Zhang M., Pan G., Zhao D., and He G. 2011. XAFS study of starch-stabilized magnetite nanoparticles and surface speciation of arsenate. *Environmental Pollution* 159: 3509-3514.



Effect of Magnetite Nanoparticles and Some Iron-Containing Compounds on the Availability of Arsenic, Iron, Zinc and Copper in Soil

Sh. Hasani¹- M. Babaakbari Sari^{2*}- M.R. Neyestani³- M.A. Delavar⁴

Received: 02-09-2019

Accepted: 12-12-2020

Introduction: High concentrations of As in contaminated soils represent a potential risk for groundwater sources and threat the food chain. It has been found that the iron-containing compounds used in remediation of As contaminated soils have distinct effects on the solubility of As and can be used as adsorbents for As removal from aqueous and soil solutions. The objectives of this study were to determine As stabilization in soil, with iron-containing compounds and also to compare the fixation of magnetite nanoparticles, ferrous sulfate, ferrosilicon, magnesium ferrosilicon and iron oxide in fixation of arsenic in contaminated soils.

Materials and Methods: A factorial experiment was conducted using a completely randomized design with three replications. The experimental factors were the amendment types and levels. The modifiers used were magnetite nanoparticles, ferrous sulfate, ferrosilicon, magnesium ferrosilicon, Sfordi, and Golgohar iron soil containing 0, 0.1, 0.2 and 0.3% iron. The soil was artificially contaminated with As (20 mg/kg) using $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ salt and incubated for 1 month. At the end of incubation time, the modifiers were added to the As contaminated soils and after 3 months, the available fractions of arsenic, iron, zinc and copper were extracted using 0.1 M HCl and measured with ICP.

Results: The results showed that the type and the amount of the modifiers had a significant effect on the available fraction of arsenic and iron in soil (extractable fraction with 0.1 M hydrochloric acid). The available fraction was reduced due to the addition of all modifiers: Magnetite nanoparticles > iron sulfate > magnesium ferrosilicon > ferrosilicon > Esfordi iron soil and Golgohar iron soil, respectively. The highest decrease in the concentration of available arsenic occurred in the soils treated with 0.3% of modifier. Application of 0.3% levels of magnetite nanoparticles, iron sulfate, ferrosilicon, ferrosilicon magnesium, Golgohar iron soil and Esfordi iron soil stabilized 91, 63, 57, 32 and 48% of arsenic extractable with 0.1 M HCl, respectively. Application of 0.3% of magnetite nanoparticles reduced available arsenic more than other adsorbents. Among the studied modifiers, magnetite nanoparticles showed more efficiency in chemical stabilization of arsenic in soil. The application of magnetite nanoparticles increased the Fe available fraction in soil. Golgohar iron soil, ferrosilicon, Esfordi iron soil, magnesium ferrosilicon, ferrous sulfate and Magnetite nanoparticles, increased the iron extractable with 0.1 M HCl of the soil, respectively. The highest Fe concentrations were observed in 0.3% of Gol Gohar soil, ferrosilicon, Esfordi soil and ferrosilicon. Increasing the modifiers decreased soil copper extractable with 0.1 M hydrochloric acid concentration and increased soil zinc extractable with 0.1 M hydrochloric acid concentration, which was not statistically significant.

Conclusion: Application of magnetite nanoparticles reduced arsenic concentration more than other adsorbents and showed more efficiency in chemical stabilization of soil arsenic. Other modifiers have also been able to stabilize the arsenic in the soil, suggesting the possibility of using iron-containing modifiers in arsenic-contaminated soils. The use of modifiers increased the iron concentration in the soil. Due to their reasonable price and availability, iron sulfate and magnesium ferrosilicon are recommended for soil arsenic stabilization. At 0.3% soil level, Gol Gohar and Esfordi iron soil were able to reduce 32% and 48% the arsenic concentration,

1, 2 and 4- M.Sc. Graduate Student, Assistant Professor and Associate Professor, Department of Soil Science, College of Agriculture, University of Zanjan, Zanjan, Iran, Respectively.

(*- Corresponding Authors Email: babaakbari@znu.ac.ir)

3- Ph.D. Student, Department of Analytical Chemistry, Faculty of Science, Zanjan University, Zanjan, Iran

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.80732

respectively and are recommended for arsenic stabilization in contaminated soil. Golgohar, ferrosilicon, Esfordi and magnesium iron soils caused the highest increase in soil iron concentration. Due to the concentration of other soil elements and the price of modifiers, the level of 0.2% of iron sulfate, Gol Gohar and Esfordi iron soil, ferrosilicon and magnesium ferrosilicon is recommended for stabilization of arsenic in contaminated soil.

Keywords: Chemical fixation, Iron sulfate, Heavy metals, Golghohar, Esfordi



مقاله پژوهشی

تأثیر باکتری‌های محرک رشد گیاه بر فعالیت برخی آنزیم‌های منطقه ریزوسفر تحت تنش سرب و کادمیم

سمانه عبداللہی^{۱*} - احمد گلچین^۲ - فاطمه شهریاری^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۱/۲۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۷/۰۲

چکیده

به منظور بررسی تأثیر باکتری‌های محرک رشد گیاه بر فعالیت آنزیم‌های منطقه ریزوسفر یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه زنجان اجرا گردید. تیمارها شامل سه رقم کلم، شامل کلم زنبلی (Brassica oleracea var. acephala L.)، کلم برگ (Brassica oleracea var. capitata L.) و کلم بروکلی (Brassica oleracea var. italica L.) و شش سطح تلقیح با باکتری‌های محرک رشد گیاه، شامل *Bacillus subtilis*، *Bacillus megaterium* PTCC1656، *Pseudomonas putida* PTCC1694، *Azotobacter chroococcum* PTCC1715، *Proteus vulgaris* PTCC1079 و یک تیمار بدون تلقیح بود. به منظور بررسی دقیق‌تر منطقه ریزوسفری از ریزوباکس استفاده و سه عدد نشاء کلم در قسمت مرکزی هر ریزوباکس (منطقه ریزوسفری) کشت گردید. پس از گذشت سه ماه گیاه کلم برداشت و فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی، فسفاتاز اسیدی، اوره‌از و دی‌هیدروژناز در خاک ریزوسفری اندازه‌گیری گردید. نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که رقم کلم، گونه باکتری و اثرات متقابل آن‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد ($p < 0.01$) بر فعالیت آنزیم‌های منطقه ریزوسفر داشتند. مقایسه میانگین‌ها نشان داد که بیش‌ترین فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *P. putida*، بیش‌ترین فعالیت آنزیم اوره‌از مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *A. chroococcum* و بیش‌ترین فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *B. subtilis* بود. بر این اساس می‌توان گفت حضور باکتری‌های محرک رشد گیاه در خاک می‌تواند اثرات سمی فلزات سنگین بر گیاه را تعدیل و فعالیت برخی از آنزیم‌های کلیدی برای رشد گیاه در خاک ریزوسفری را افزایش دهد.

واژه‌های کلیدی: آنزیم، اوره‌از، دی‌هیدروژناز، ریزوباکس، فسفاتاز اسیدی، فسفاتاز قلیایی

مقدمه

کادمیم و سرب به دلیل سمی بودن برای انسان و گیاه و نداشتن نقش فیزیولوژیک دارای اهمیت خاصی هستند و افزایش غلظت قابل جذب این عناصر در خاک می‌تواند سبب کاهش فعالیت و جمعیت میکروبی، تنوع زیستی میکروبی، تجزیه موادآلی و فعالیت آنزیمی خاک گردد (۴، ۲۲ و ۲۵). لذا بررسی فرایندهای متابولیکی خاک و آنزیم‌های کلیدی در چرخه عناصر غذایی مهم خاک در زمین‌های آلوده به فلزات سنگین بسیار مهم است (۳۳). باکتری‌های محرک رشد گیاه از جمله موجودات زنده در خاک هستند که توانایی تحریک و افزایش فعالیت‌های میکروبی را داشته و فعالیت انواع آنزیم‌ها را در خاک تشدید می‌کنند. بسیاری از این باکتری‌ها توانایی تولید آنزیم‌های برون سلولی و درون سلولی مانند فسفاتاز و فیتاز را دارند (۲۰). فسفاتاز آنزیمی است که از طریق هیدرولیز کردن منواسترهای اسید فسفریک و تبدیل آن‌ها به یون فسفات و مولکولی با یک گروه هیدروکسیل آزاد، گروه فسفات را از پیش ماده (بستره) خود جدا می‌سازد. فسفاتازها در چرخه بیوژئوشیمی فسفر نقش مهمی ایفا می‌کنند (۱۶). فسفاتازهای

آلودگی خاک و زوال محیط زیست به عنوان یک مشکل جدی و چالش برانگیز، مخاطراتی را برای انسان به وجود آورده است (۴ و ۲۲). از مهم‌ترین و شناخته‌شده‌ترین آلاینده‌ها که ورودشان به محیط زیست باعث بروز بیماری‌های مختلف در انسان می‌شود، فلزات سنگین^۳ هستند که به دلیل ماندگاری بسیار بالا در محیط و عدم تجزیه توسط ریزجانداران خاکزی و امکان ورود به چرخه غذایی^۴ انسان از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند (۳۶). از میان فلزات سنگین،

۱ و ۲- به ترتیب دکتری و استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

(*)- نویسنده مسئول: Email: samaneh.abdollahi87@yahoo.com

۳- استادیار گروه گیاه پزشکی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

4- Heavy metals

5- Food chain

به فلزات سنگین سرب و کادمیم بود که از موقعیت جغرافیایی ۳۶ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۳۵ دقیقه عرض شمالی و ۴۷ درجه و ۳۶ دقیقه تا ۴۷ درجه و ۴۰ دقیقه طول شرقی (اطراف کارخانه سرب و روی ایران واقع در ۹۰ کیلومتری جنوب غربی استان زنجان مجاور شهر دندی) از عمق صفر تا ۲۰ سانتی متری تهیه و پس از هوا خشک کردن و عبور دادن از الک دو میلی متری برخی از ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آن از قبیل غلظت کل و قابل جذب سرب و کادمیم (۱۹، ۲۹) توسط دستگاه جذب اتمی (Varian Spectra. AA20)، pH و قابلیت هدایت الکتریکی خاک در عصاره یک به پنج (خاک به آب) (۴۰)، ماده آلی خاک (۵۶)، کربنات کلسیم معادل، گچ، غلظت نیتروژن کل، فسفر و پتاسیم قابل جذب (۴۷) و بافت خاک (۹) اندازه‌گیری گردید (جدول ۱).

طرح و تیمارهای آزمایش

به منظور بررسی تأثیر باکتری‌های محرک رشد گیاه بر فعالیت آنزیم‌های منطقه ریزوسفر یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه زنجان اجرا گردید. تیمارها شامل سه رقم کلم، شامل کلم زیتنی (*Brassica oleracea* var. *capitata* L.)، کلم برگ (*Brassica oleracea* var. *capitata* L.) و کلم بروکلی (*Brassica oleracea* var. *italica* L.) و شش سطح تلقیح با باکتری‌های محرک رشد گیاه، شامل *Pseudomonas putida* PTCC1694، *Bacillus megaterium* PTCC1656، *Bacillus subtilis* PTCC1715، *Proteus vulgaris* و *Azotobacter chroococcum* PTCC1079 و یک تیمار بدون تلقیح بود. بنابراین تعداد تیمارهای آزمایشی ۱۸ عدد (۳ × ۶) و با لحاظ نمودن سه تکرار در مجموع ۵۴ واحد آزمایشی بود.

کاشت گیاه و اعمال تیمارها

به منظور بررسی دقیق‌تر منطقه ریزوسفری از ریزوباکس استفاده (۶۱) و سه عدد نشاء کلم در قسمت مرکزی هر ریزوباکس (منطقه ریزوسفری) کشت گردید. هر ریزوباکس یک جعبه پلاستیکی حاوی پنج کیلوگرم خاک به طول ۲۰۰، عرض ۱۲۰ و ارتفاع ۲۰۰ میلی‌متر بود که در آن خاک ریزوسفری با استفاده از توری فلزی با منافذ کوچکتر از ۳۷ میکرون از خاک غیرریزوسفری جدا شدند. ایزوله باکتری‌ها از سازمان پژوهش‌های علمی و صنعتی ایران بخش کلکسیون میکروارگانیسم‌های صنعتی ایران^۱ تهیه شد (بجز ایزوله *Azotobacter chroococcum* که از موسسه تحقیقات خاک و آب-کرج-تهیه گردید) و پس از تکثیر به مقدار مورد نیاز مورد استفاده قرار گرفت (جدول ۲).

درون سلولی که در واکوئل و وزیکول قرار دارند بعد از تخریب غشای سلولی آزاد می‌شوند و به خارج سلول راه می‌یابند، این آنزیم‌ها روی دیواره سلولی ریشه‌ها، قارچ‌ها و باکتری‌های گرم مثبت جذب می‌شوند (۵). اگرچه ریشه‌های گیاه در تولید فسفاتازها نقش دارند اما فسفاتازهای میکروبی (قارچ‌ها و باکتری‌ها) در هیدرولیز ترکیبات آلی خاک مؤثرتر هستند (۵۴).

فعالیت‌های آنزیمی در خاک ریزوسفری بیش‌تر از توده خاک (خاک غیر ریزوسفری) است (۶). افزایش فسفر معدنی، کاهش فسفر آلی و افزایش حرکت فسفر از توده خاک به خاک ریزوسفری با افزایش فعالیت آنزیم فسفاتاز ارتباط دارد (۵۴). فعالیت‌های آنزیمی خاک در خاک‌های آلوده به عناصر کمیاب عمدتاً به دلیل تعامل مستقیم بین عناصر کمیاب با مولکول‌های آنزیم یا زیر ساختارهای آنزیم-سوپسترا مهار می‌شود (۵۵). کمبود فسفر در خاک، ترشح آنزیم فسفاتاز اسیدی از ریشه گیاهان را افزایش می‌دهد. این امر سبب افزایش حلالیت و بازتولید فسفر در خاک ریزوسفری شده و به‌طور مؤثری توانایی گیاه برای مقابله با شرایط تنش فسفر را بهبود می‌بخشد (۲۴).

هم‌چنین فعالیت آنزیم‌ها در خاک بستگی به ماهیت پوشش گیاهی دارد (۱۵) و آنزیم‌های فسفاتاز اسیدی و قلیایی باعث افزایش فسفر آلی و جوانه‌زنی بذر شده و اثر مثبتی بر زیست توده گیاه و مقدار فسفر گیاه دارند (۳۸). جونز و همکاران (۱۷) گزارش کردند که باکتری *Bacillus megaterium* از جمله باکتری‌های محرک رشد گیاه است که توانایی تولید آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی را دارد. آقا بابایی و همکاران (۲) گزارش کردند که آلودگی خاک به کادمیم فعالیت فسفاتاز قلیایی و اوره‌آز را در خاک به ترتیب ۲۱ تا ۳۰ و ۹ تا ۲۵ درصد کاهش داد. فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز نیز با افزایش غلظت فلزات سنگین از جمله سرب و کادمیم در خاک به‌طور معنی‌داری کاهش می‌یابد (۱). آنزیم اوره‌آز نیز تحت تأثیر نوع خاک، دما، مقدار ماده آلی، شیوه‌های مدیریت خاک، محصول و فلزات سنگین قرار دارد (۶۰). مادر و همکاران (۳۰) نیز گزارش کردند که کاربرد باکتری‌های محرک رشد گیاه به دلیل افزایش فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی، اوره‌آز و دی‌هیدروژناز سبب بهبود کیفیت خاک می‌شوند. البته مطالعات بسیار کمی درخصوص تأثیر ریزجانداران بر فعالیت آنزیم‌های خاک ریزوسفری تحت تنش فلزات سنگین انجام شده است. از این‌رو تحقیق حاضر با هدف بررسی تأثیر باکتری‌های محرک رشد گیاه بر تولید برخی آنزیم‌ها در خاک ریزوسفری که تحت تنش فلزات سنگین سرب و کادمیم بودند انجام شد.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری و اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و

زیستی خاک

خاک مورد استفاده در این آزمایش یک خاک با آلودگی متوسط

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در مطالعه
Table 1- The physical and chemical properties of the soil used in this study

واحد	مقدار	صفت	واحد	مقدار	صفت
Unit	Quantity	Property	Unit	Quantity	Property
(dS m ⁻¹)	0.926	قابلیت هدایت الکتریکی (EC)	%	55	شن (Sand)
(1:5)	7.69	اسیدیته خاک (pH)	%	27	سیلت (Silt)
(mg kg ⁻¹)	12.5	فسفر قابل جذب (Available P)	%	18	رس (Clay)
(mg kg ⁻¹)	240	پتاسیم قابل جذب (Available K)	%	0.66	کربن آلی (OC)
(mg kg ⁻¹)	560	سرب کل (Total Pb)	%	15.24	گچ (CaSO ₄)
(mg kg ⁻¹)	54	سرب قابل جذب (Available Pb)	%	13.66	کربنات کلسیم معادل (CaCO ₃)
(mg kg ⁻¹)	7	کادمیم کل (Total Cd)	%	19	رطوبت مزرعه (FC)
(mg kg ⁻¹)	0.62	کادمیم قابل جذب (Available Cd)	%	0.21	نیتروژن کل (Total N)

جدول ۲- برخی ویژگی‌های باکتری‌های مورد استفاده در این مطالعه
Table 2- Characteristics of bacterial species used in this study

تولید سیانید هیدروژن	تولید ایندول استیک اسید	توانایی احیای سولفات	توانایی تثبیت نیتروژن	توانایی انحلال پتاسیم	توانایی انحلال فسفات معدنی	گونه باکتریایی
HCN	IAA	Sulfate reduction	Nitrogen fixation	Potassium solubilizing	Phosphate solubilizing	Bacterial species
-	+	+	-	+	-	<i>Proteus vulgaris</i>
-	-	-	-	-	+	<i>Pseudomonas putida</i>
+	-	-	-	-	-	<i>Bacillus subtilis</i>
+	+	-	-	+	-	<i>Bacillus megaterium</i>
+	-	-	+	-	-	<i>Azotobacter chroococcum</i>

+ پاسخ مناسب به صفت مورد مطالعه، - پاسخ نامناسب به صفت مورد مطالعه
+: appropriate response to studied trait, -: lack of appropriate response.

اندازه‌گیری فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز اسیدی و قلیایی^۲

برای سنجش فعالیت این دو آنزیم، یک گرم خاک در حد رطوبت مزرعه عبور داده شده از الک دو میلی‌متری را داخل ارلن ۵۰ میلی‌لیتری ریخته و سپس یک میلی‌لیتر محلول سوبسترا + چهار میلی‌لیتر محلول بافر کاری (Modified Universal Buffer) (pH=۶/۵) برای اندازه‌گیری آنزیم فسفاتاز اسیدی و pH=۱۱ برای اندازه‌گیری آنزیم فسفاتاز قلیایی) به آن‌ها اضافه گردید. پس از بستن درپوش ارلن‌ها، آن‌ها را به آرامی شیک کرده و به مدت یک ساعت در انکوباتور در دمای ۳۷±۱ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند.

از هر نوع باکتری پای هر بوته و در منطقه ریشه به میزان دو میلی‌لیتر با جمعیت (۱۰^۸-۱۰^۷ cfu ml⁻¹) اضافه شد. شرایط گلخانه از نظر دمایی ۲۰-۱۵ درجه سانتی‌گراد و طول روشنایی ۱۲-۱۰ ساعت در روز بود. در طی دوره رشد، ریزوباکس‌ها در فاصله زمانی هر دو روز یکبار توزین و تا رسیدن آن‌ها به وزن نهایی (رطوبت ظرفیت مزرعه) با آب مقطر آبیاری شدند. در نهایت پس از گذشت سه ماه گیاه کلم برداشت و فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز اسیدی و قلیایی، اوره‌آز و دی‌هیدروژناز به روش‌های زیر در خاک ریزوسفری اندازه‌گیری گردید:

1- Colony forming unit

2- Acid and alkaline phosphatase

سوسپانسیون حاصل صاف و مقدار جذب تری فنیل فورمازان (TPF) در طول موج ۵۴۶ نانومتر توسط دستگاه اسپکتروفتومتر (CE 292 Digital UV-Visible spectrophotometer) قرائت و برحسب میکروگرم تری فنیل فورمازان بر گرم در ۱۶ ساعت بیان گردید (۵۱).

آنالیز آماری داده‌ها

تجزیه آماری داده‌ها توسط نرم‌افزار SAS 9.4 (۴۵)، مقایسه میانگین‌ها توسط آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال یک و پنج درصد و ترسیم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که رقم کلم، گونه باکتری و اثرات متقابل آن‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد ($p < 0.01$) بر فعالیت آنزیم‌های منطقه ریزوسفر، شامل آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی، فسفاتاز اسیدی، اوره‌آز و دی‌هیدروژناز داشتند (جدول ۳).

تأثیر رقم کلم و گونه باکتری بر فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی

مقایسه میانگین‌های تأثیر رقم کلم بر فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی نشان داد که بیش‌ترین فعالیت این آنزیم‌ها (به ترتیب با میانگین‌های ۷۴۲/۷۲ و ۲۶۰/۳۹ میکروگرم پی‌نیتروفنول بر گرم خاک در ساعت) مربوط به رقم کلم برگ بود (شکل ۱-الف). همچنین مقایسه میانگین‌های تأثیر تلقیح خاک با گونه باکتری بر فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی نشان داد که کم‌ترین فعالیت این آنزیم‌ها مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح نشده (شاهد) بود و تلقیح خاک با باکتری سبب افزایش فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی گردید. به‌طوری که بیش‌ترین فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی به ترتیب با میانگین‌های ۱۰۹۴/۵۳ و ۴۳۴/۴۵ میکروگرم پی‌نیتروفنول بر گرم خاک در ساعت مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *P. putida* بود که به ترتیب ۷/۳ و ۶/۱ برابر نسبت به تیمار شاهدشان افزایش داشتند. باکتری *A. chroococcum* نیز به ترتیب با افزایش ۴/۵ و ۲/۵ برابری فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی در مقام دوم قرار گرفت (شکل ۱-ب). گونه‌های مختلف جنس *Pseudomonas* با تولید اسیدهای آلی و آنزیم‌های فسفاتاز سبب افزایش جذب فسفر توسط گیاه می‌شوند (۲۶). مطالعات بسیاری نشان داده است که باکتری *A. chroococcum* به عنوان مایه تلقیح بذر نه تنها در تثبیت نیتروژن بلکه بر سایر خصوصیات از قبیل تولید هورمون‌های رشد (۴۱)، مواد ضد قارچی (۲۸) و سیدروفور (۴۹) مؤثر است.

بعد از انکوباسیون، یک میلی‌لیتر محلول کلرید کلسیم ۰/۵ مولار (برای جلوگیری از پراکنده شدن ذرات رس پس از اضافه کردن سود) + چهار میلی‌لیتر سود ۰/۵ مولار (برای استخراج پی‌نیتروفنول از خاک) + ۹۰ میلی‌لیتر آب مقطر اضافه نموده، پس از هم زدن نمونه‌ها، سوسپانسیون را صاف نموده و مقدار جذب پی‌نیتروفنول (pNP) در محلول صاف شده در طول موج ۴۰۰ نانومتر توسط دستگاه اسپکتروفتومتر (CE 292 Digital UV-Visible spectrophotometer) قرائت و برحسب میکروگرم پی‌نیتروفنول بر گرم ساعت بیان گردید (۵۰).

اندازه‌گیری فعالیت آنزیم اوره‌آز^۱

برای سنجش فعالیت این آنزیم، پنج گرم خاک در حد رطوبت مزرعه عبور داده شده از الک دو میلی‌متری را داخل ارلن ۱۰۰ میلی‌لیتری ریخته و سپس ۲۰۰ میکرولیتر تولوئن^۲ + ۹ میلی‌لیتر بافر تریس (۰/۵ مولار و $pH=9$) + یک میلی‌لیتر محلول اوره (۰/۲ مولار) به آن‌ها اضافه گردید. پس از بستن درپوش ارلن‌ها، آن‌ها را به آرامی شیک کرده و به مدت دو ساعت در انکوباتور در دمای 37 ± 1 درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند. بعد از انکوباسیون، ۳۵ میلی‌لیتر محلول کلرید پتاسیم ۲/۵ مولار + سولفات نقره (۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر) به نمونه‌ها اضافه گردید. پس از به هم زدن نمونه‌ها، سوسپانسیون حاصل صاف و سپس یک میلی‌لیتر از محلول صاف شده به لوله آزمایش منتقل شد. سپس به هر نمونه نه میلی‌لیتر آب مقطر + پنج میلی‌لیتر معرف اسید بوریک اضافه شد و مقدار جذب آمونیوم (NH_4^+-N) در طول موج ۶۶۰ نانومتر توسط دستگاه اسپکتروفتومتر (CE 292 Digital UV-Visible spectrophotometer) قرائت و برحسب میکروگرم آمونیوم بر گرم در دو ساعت بیان گردید (۵۱).

اندازه‌گیری فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز^۳

برای سنجش فعالیت این آنزیم، پنج گرم خاک در حد رطوبت مزرعه عبور داده شده از الک دو میلی‌متری را داخل ارلن ۱۰۰ میلی‌لیتری ریخته و سپس پنج میلی‌لیتر محلول سوبسترا^۱ + پنج میلی‌لیتر بافر تریس (۰/۱ مولار) به آن‌ها اضافه گردید. پس از بستن درپوش ارلن‌ها، آن‌ها را به آرامی شیک کرده و به مدت ۱۶ ساعت در انکوباتور در دمای 25 ± 1 درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند. بعد از انکوباسیون، ۲۵ میلی‌لیتر استون به نمونه‌ها اضافه گردید. مجدداً به مدت دو ساعت در تاریکی شیک و سپس در اتاق نیمه تاریک

- 1- Urease
- 2- Toluene
- 3- Dehydrogenases

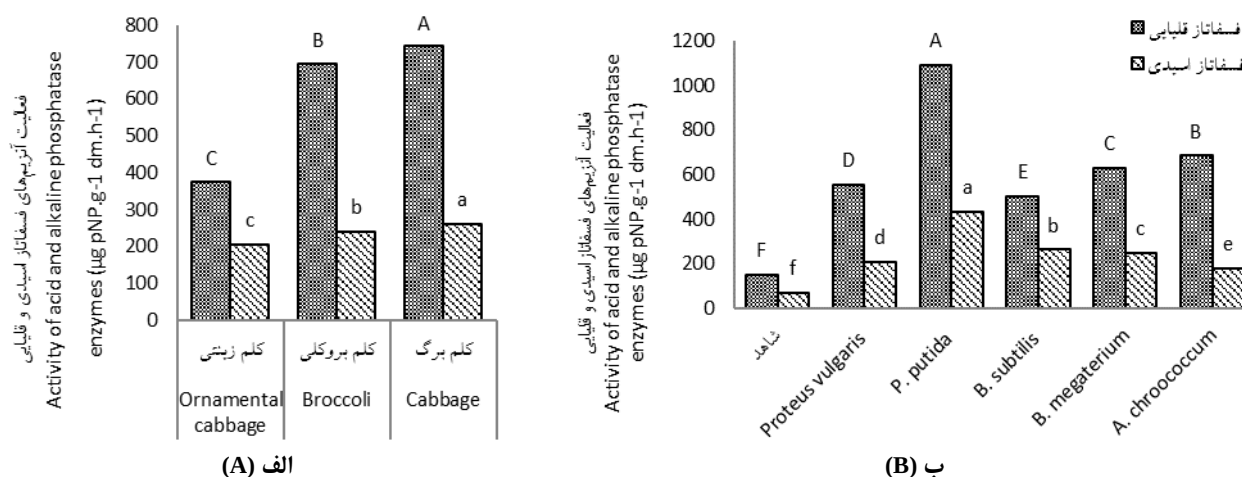
جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس تأثیر رقم کلم و گونه باکتری بر فعالیت آنزیم‌های خاک ریزوسفری

Table 3- The Analyses of variance of data showing the effects of cabbage varieties and bacterial species on activity of enzymes of the rhizosphere soil

منابع تغییرات Variables	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean Square			
		فسفاتاز قلیایی Alkaline phosphatase	فسفاتاز اسیدی Acid phosphatase	اوره‌آز Urease	دی‌هیدروژناز Dehydrogenases
رقم کلم Cabbage varieties	2	722803.24**	14634.42**	3424.96**	2.44**
گونه باکتری Bacterial species	5	841551.09**	128684.73**	24227.16**	37.31**
رقم کلم × گونه باکتری Cabbage varieties × Bacteria species	10	92621.55**	11101.19**	6110.19**	1.29**
خطا Error	36	29.012	62.9602	164.8679	0.06356
ضرب تغییرات Coefficient of Variation (%)	–	0.89	3.38	11.85	6.28

** و * به ترتیب در سطح ۱٪ و ۵٪ معنی‌دار و ^{ns} اختلاف معنی‌دار نیست.

** significant at 0.01 level, * significant at 0.05 level, ^{ns} not significant.



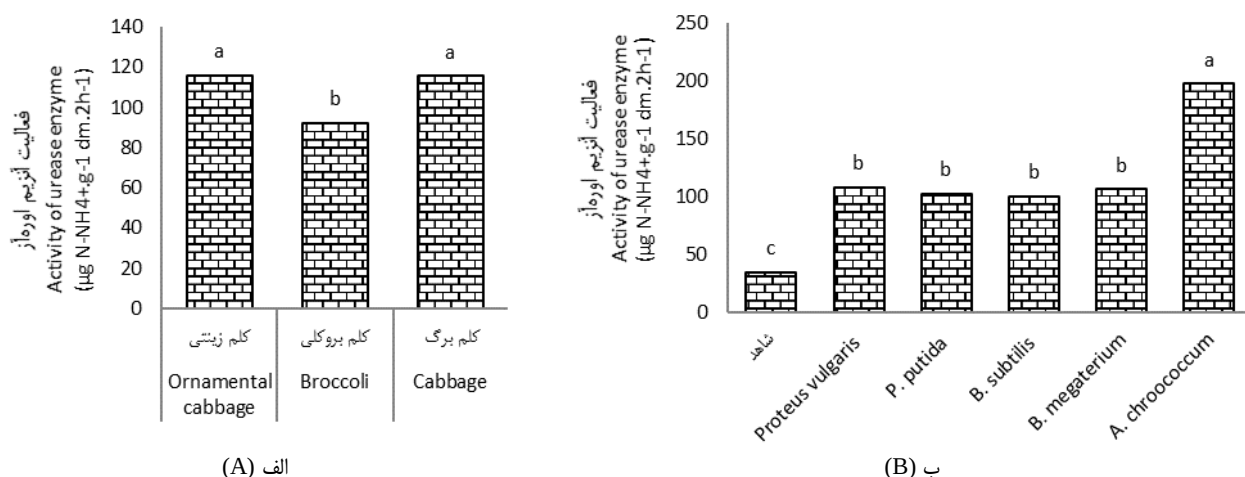
شکل ۱- تأثیر رقم کلم (الف) و گونه باکتری (ب) بر فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی در خاک ریزوسفری

Figure 1- The main effects of cabbage varieties (A) and bacterial species (B) on activity of alkaline and acid phosphatase enzymes in the rhizosphere soil

بود که ۵/۷ برابر نسبت به تیمار شاهد افزایش داشت (شکل ۲-ب). مجموعه بررسی‌های انجام شده بیانگر آن است که کارایی تثبیت بیولوژیکی نیتروژن علاوه بر فیزیولوژی باکتری، به گونه گیاهی و شرایط محیطی نیز وابسته است. برخی ایزوله‌های باکتری *A. chroococcum* سبب افزایش مقدار عناصر نیتروژن و فسفر و انتقال آن‌ها از ریشه به بخش هوایی گیاه می‌شوند که دلیل آن را می‌توان به داشتن توانایی تولید آنزیم‌های فسفاتاز اسیدی و قلیایی و اوره‌آز توسط باکتری (۳۷) و نیز تولید مواد بیولوژیکی مانند ویتامین‌های B، اسیدهای نیکوتینیک، اسید پنتوتنیک، بیوتین، اکسین‌ها، جیبرلین‌ها و غیره نسبت داد (۲۳).

تأثیر رقم کلم و گونه باکتری بر فعالیت آنزیم اوره‌آز

نتایج مقایسه میانگین‌های تأثیر رقم کلم بر فعالیت آنزیم اوره‌آز نشان داد که بیش‌ترین فعالیت این آنزیم مربوط به رقم‌های کلم زینتی و کلم برگ بود (شکل ۲-الف). همچنین مقایسه میانگین‌ها نشان داد که تلقیح خاک با باکتری سبب افزایش فعالیت آنزیم اوره‌آز در خاک ریزوسفری گردید. به‌طوری که کم‌ترین فعالیت آنزیم اوره‌آز مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح نشده (شاهد) و بیش‌ترین فعالیت آن (با میانگین ۱۹۷/۴۵ میکروگرم $N-NH_4^+$ بر گرم در دو ساعت) مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *A. chroococcum*



(الف) A

(ب) B

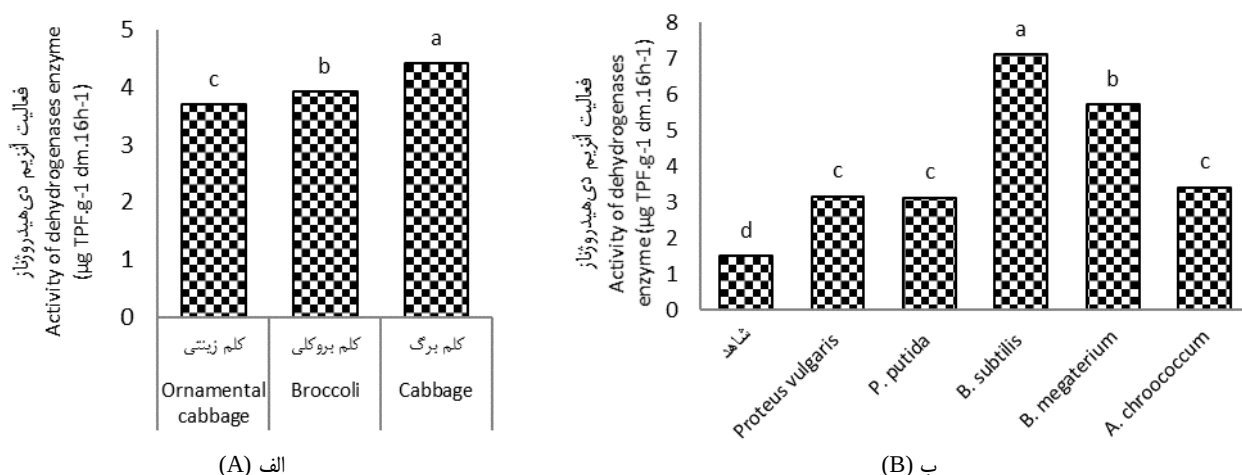
شکل ۲- تأثیر رقم کلم (الف) و گونه باکتری (ب) بر فعالیت آنزیم اوره‌آز در خاک ریزوسفری

Figure 2- The main effects of cabbage varieties (A) and bacterial species (B) on activity of urease enzyme in the rhizosphere soil

میانگین ۷/۱۲ میکروگرم تری فنیل فورمازان بر گرم خاک در ۱۶ ساعت مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *B. subtilis* بود که به طور میانگین ۴/۷ برابر نسبت به تیمار شاهد افزایش داشت. اما فعالیت آنزیم دی هیدروژناز در خاک های ریزوسفری تلقیح شده با باکتری های *Proteus vulgaris*، *P. putida* و *A. chroococcum* تفاوت معنی داری از لحاظ آماری با یکدیگر نداشتند (شکل ۳-ب). باکتری های جنس *Bacillus* با تراوشات و متابولیت های ریزوسفری سازگاری داشته (۱۰) و همین امر باعث افزایش جمعیت و فعالیت آنها شده است که در نهایت افزایش فعالیت آنزیم دی هیدروژناز را در پی داشته است.

تأثیر رقم کلم و گونه باکتری بر فعالیت آنزیم دی هیدروژناز

همان طور که در شکل ۳-الف مشاهده می شود بیش ترین فعالیت آنزیم دی هیدروژناز با میانگین ۴/۴۲ میکروگرم تری فنیل فورمازان بر گرم خاک در ۱۶ ساعت مربوط به رقم کلم برگ و کم ترین فعالیت آن مربوط به رقم کلم زینتی بود (شکل ۳-الف). مقایسه میانگین های تأثیر تلقیح خاک با باکتری نیز نشان داد که کم ترین فعالیت آنزیم دی هیدروژناز مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح نشده (شاهد) بود و تلقیح خاک با باکتری های محرک رشد گیاه فعالیت این آنزیم را افزایش داد. به طوری که بیش ترین فعالیت آنزیم دی هیدروژناز با



(الف) A

(ب) B

شکل ۳- تأثیر رقم کلم (الف) و گونه باکتری (ب) بر فعالیت آنزیم دی هیدروژناز در خاک ریزوسفری

Figure 3- The main effects of cabbage varieties (A) and bacterial species (B) on activity of dehydrogenases enzyme in the rhizosphere soil

اثر متقابل رقم کلم و گونه باکتری بر فعالیت آنزیم‌های

فسفاتاز قلیایی و اسیدی

مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل رقم کلم و گونه باکتری بر فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی نشان داد که کم‌ترین فعالیت این آنزیم‌ها در هر سه رقم کلم زینتی، کلم بروکلی و کلم برگ در خاک ریزوسفری تلقیح نشده (شاهد) به دست آمد و با تلقیح خاک ریزوسفری با باکتری، فعالیت این آنزیم‌ها افزایش یافت. بیش‌ترین فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی (۱۵۲۹/۲۸ میکروگرم پی‌نیتروفنول بر گرم خاک در ساعت) مربوط به رقم کلم بروکلی و خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *P. putida* و بیش‌ترین فعالیت آنزیم فسفاتاز اسیدی (۴۹۷/۹۲ میکروگرم پی‌نیتروفنول بر گرم خاک در ساعت) مربوط به رقم کلم برگ و خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *P. putida* بود (جدول ۴). فسفر یکی از عناصر اصلی برای افزایش عملکرد کلم بروکلی است و سطح پایین فسفر خاک، تولید کمی و کیفی این محصول ارزشمند غذایی را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۱۲، ۲۱ و ۳۵). افزایش فعالیت آنزیم فسفاتاز در خاک ریزوسفری کلم بروکلی با توجه به نیاز و جذب بالای فسفر توسط این رقم تأیید می‌کند که این آنزیم‌ها در سطح پایین فسفر خاک فعال هستند و فعالیت آن‌ها با سطح فسفر خاک متناسب است. فسفاتازها فسفر خاک را که عمدتاً به صورت پلی‌فسفات وجود دارد، هیدرولیز کرده و باعث آزاد شدن فسفر در خاک و جذب آن توسط ریشه گیاه می‌شوند (۵۳). محققان دیگری نیز افزایش فعالیت آنزیم فسفاتاز در خاک زیر کشت کلم بروکلی را گزارش کرده‌اند (۱۴ و ۴۸).

تلقیح خاک ریزوسفری رقم کلم زینتی با باکتری‌های *Proteus*، *A. megaterium*، *B. subtilis*، *P. putida*، *vulgaris* و *chroococcum* سبب شد فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی به ترتیب ۹/۵، ۷/۵، ۷/۲ و ۴ برابر و فعالیت آنزیم فسفاتاز اسیدی به ترتیب ۳/۲، ۷/۴، ۵/۷، ۵/۵ و ۱/۷ برابر نسبت به خاک ریزوسفری تلقیح نشده (شاهد) افزایش یابد (جدول ۴). در رقم کلم بروکلی، میزان افزایش فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی به ترتیب ۳/۶، ۷/۶، ۴/۳، ۴/۲ و ۴/۱ برابر و افزایش فعالیت آنزیم فسفاتاز اسیدی به ترتیب ۷/۲، ۱۱/۱، ۷/۶، ۶/۴ و ۴/۲ برابر نسبت به خاک‌های ریزوسفری تلقیح نشده (شاهد) بود (جدول ۴). هم‌چنین در رقم کلم برگ تلقیح خاک ریزوسفری با باکتری‌های ذکر شده در بالا سبب شد فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی به ترتیب ۲/۸، ۶/۶، ۴/۲، ۳/۵ و ۲/۷ برابر و فعالیت آنزیم فسفاتاز اسیدی به ترتیب ۱/۵، ۳/۹، ۲/۳، ۱/۹ و ۱/۷ برابر نسبت به خاک‌های ریزوسفری تلقیح نشده (شاهدشان) افزایش یابد (جدول ۴).

فعالیت‌های آنزیمی اغلب به‌عنوان اولین و حساس‌ترین

شاخص زیست محیطی خاک در شرایط طبیعی و در زیست بوم‌های کشاورزی در نظر گرفته می‌شود (۷). فعالیت آنزیمی با متغیرهای محیطی نظیر رطوبت، دما، میزان ماده آلی، نوع کاربری اراضی و پراکندگی باکتری‌های محرک رشد گیاه تغییر می‌کند (۵۲). از جمله آنزیم‌های خاک می‌توان به آنزیم فسفاتاز اشاره نمود. آنزیم فسفاتاز هیدرولیزکننده استرهای فسفات آلی به ارتوفسفات است. بنابراین بخش مهمی از زنجیره بین فسفر معدنی و آلی را در خاک تشکیل می‌دهد (۴۴). در میان باکتری‌های محرک رشد گیاه، باکتری‌های حل‌کننده فسفات از طریق ترشح اسیدهای آلی و تولید آنزیم‌های فسفاتاز قابلیت دسترسی فسفر را برای گیاه افزایش می‌دهند (۲۲). آنزیم‌ها نسبت به غلظت‌های بالای عناصر سمی در خاک بسیار حساس هستند (۳۴). آقا بابایی و همکاران (۲) گزارش کردند که آلودگی خاک به کادمیم فعالیت فسفاتاز قلیایی را در خاک ۲۱ تا ۳۰ درصد کاهش داد. اما تحقیقات اندکی درخصوص تأثیر باکتری‌های محرک رشد گیاه بر فعالیت آنزیم‌ها در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین انجام شده است. جونز و همکاران (۱۷) گزارش کردند که باکتری *B. megaterium* از جمله باکتری‌های محرک رشد است که توانایی تولید آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی را دارد.

اثر متقابل رقم کلم و گونه باکتری بر فعالیت آنزیم اوره‌آز

مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل رقم کلم و گونه باکتری بر فعالیت آنزیم اوره‌آز نشان می‌دهد که کم‌ترین فعالیت این آنزیم در هر سه رقم کلم زینتی، کلم بروکلی و کلم برگ در خاک ریزوسفری تلقیح نشده (شاهد) به دست آمد و با تلقیح خاک ریزوسفری با باکتری‌های محرک رشد فعالیت آن افزایش یافت. بیش‌ترین فعالیت آنزیم اوره‌آز در هر سه رقم کلم برگ، کلم بروکلی و کلم زینتی به ترتیب با میانگین‌های ۲۰۸/۳۶، ۲۰۰/۱۸ و ۱۸۳/۸۲ میکروگرم نیتروژن آمونیومی بر گرم خاک در دو ساعت مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *A. chroococcum* بود که به ترتیب ۵، ۷/۳ و ۴/۸ برابر نسبت به تیمار شاهدشان (خاک ریزوسفری تلقیح نشده) افزایش داشتند (جدول ۴). نتایج حاصل نشان می‌دهد که در هر سه رقم کلم، خاک‌های ریزوسفری تلقیح شده با باکتری‌های *B. megaterium* و *B. subtilis* در مکان‌های بعدی قرار گرفتند و بعد از خاک‌های ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *A. chroococcum* دارای بیش‌ترین فعالیت آنزیم اوره‌آز بودند (جدول ۴).

ماکوئی و ناکیدی (۳۱) با مطالعه عوامل تأثیرگذار بر آنزیم‌های خاک میزان فعالیت آن‌ها را علاوه بر مقدار و نوع ماده آلی به شرایط محیطی مانند نوع خاک، شدت فعالیت موجودات زنده و فرآیندهای زیستی در خاک وابسته دانستند. عناصر سنگین علاوه بر فعالیت موجودات زنده با تغییر شرایط شیمیایی بر فعالیت آنزیم‌ها نیز تأثیر

با باکتری) افزایش دهد. با توجه به یکسان بودن شرایط آزمایش برای خاک‌های تلقیح شده با باکتری‌های محرک رشد گیاه و خاک شاهد (بدون تلقیح با باکتری)، این افزایش فعالیت آنزیم اوره‌آز در خاک ریزوسفری تیمارهای تلقیح شده با باکتری را می‌توان به فعالیت و تأثیر ریزجانداران بر تولید آنزیم اوره‌آز نسبت داد.

اثر متقابل رقم کلم و گونه باکتری بر فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز

مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل رقم کلم و گونه باکتری بر فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز در خاک ریزوسفری نشان داد که در هر سه رقم کلم زینتی، کلم بروکلی و کلم برگ، کم‌ترین فعالیت این آنزیم در خاک ریزوسفری تلقیح نشده (شاهد) به دست آمد و با تلقیح خاک ریزوسفری با باکتری فعالیت آن افزایش یافت. به‌طوری که بیش‌ترین فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز در هر سه رقم کلم برگ، کلم بروکلی و کلم زینتی به ترتیب با میانگین‌های $۸/۷۱$ ، $۶/۷۳$ و $۵/۹۳$ میکروگرم تری فنیل فورمازان بر گرم خاک در ۱۶ ساعت مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *B. subtilis* بود که به ترتیب $۵/۳$ ، $۵/۱$ و $۳/۸$ برابر نسبت به خاک ریزوسفری تلقیح نشده (شاهد) افزایش داشت (جدول ۴).

می‌گذارند. پژوهشگران مختلف تأثیر متفاوتی از فلزات سنگین بر فعالیت آنزیم اوره‌آز گزارش کرده‌اند. یان و همکاران (۵۹) گزارش کردند که غلظت‌های کم سرب و کادمیم در خاک تأثیری بر فعالیت آنزیم اوره‌آز نداشتند، اما غلظت‌های زیاد آنها اثر بازدارندگی بر فعالیت آنزیم اوره‌آز داشتند. ستی و گوپتا (۴۶) بیان کردند که کادمیم به‌طور قابل توجهی فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، فسفاتاز و دی‌هیدروژناز را کاهش داد. کیزیکایا و همکاران (۲۷)، وانگ و همکاران (۵۸) و صالحیان و همکاران (۴۲) در مطالعه اثر کادمیم بر روی فعالیت آنزیم اوره‌آز بیان کردند که این آنزیم کم‌تر وابسته به آلایندگی کادمیم است. آقا بابایی و همکاران (۲) گزارش کردند که آلودگی خاک به کادمیم فعالیت آنزیم اوره‌آز را در خاک ۹ تا ۲۵ درصد کاهش داد. البته مطالعات بسیار کمی درخصوص تأثیر ریزجانداران بر فعالیت آنزیم در خاک‌های تحت استرس فلزات سنگین انجام شده است. مادر و همکاران (۳۰) گزارش کردند که کاربرد باکتری‌های محرک رشد و قارچ‌های میکوریزی سبب افزایش فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی، اوره‌آز و دی‌هیدروژناز و در نهایت بهبود کیفیت خاک گردید. به‌طور کلی نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که تلقیح خاک ریزوسفری گیاه کلم با باکتری‌های محرک رشد گیاه در خاک آلوده به فلزات سنگین سرب و کادمیم توانست فعالیت آنزیم اوره‌آز را در خاک ریزوسفری به‌طور معنی‌داری نسبت به تیمار شاهد (بدون تلقیح

جدول ۴- مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل رقم کلم و گونه باکتری بر فعالیت آنزیم‌های خاک ریزوسفری

Table 4- The interactive effects of cabbage varieties and bacterial species on activity of enzymes of the rhizosphere soil.

رقم کلم Cabbage varieties	گونه باکتری Bacterial species	فسفاتاز قلیایی Alkaline phosphatase ($\mu\text{g pNP.g}^{-1} \text{ dm.h}^{-1}$)	فسفاتاز اسیدی Acid phosphatase ($\mu\text{g pNP.g}^{-1} \text{ dm.h}^{-1}$)	اوره‌آز Urease ($\mu\text{g N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ dm.2h}^{-1}$)	دی‌هیدروژناز Dehydrogenases ($\mu\text{g TPF.g}^{-1} \text{ dm.16h}^{-1}$)
کلم زینتی Ornamental cabbage	Control	61.83 o	50.17 k	36.54 jk	1.56 h
	<i>Proteus vulgaris</i>	461.98 j	160.72 h	170.18 bc	3.55 f
	<i>Pseudomonas putida</i>	584.34 h	369.46 c	170.18 bc	3.10 fg
	<i>Bacillus subtilis</i>	250.37 l	285.09 d	55.64 ijk	5.93 cd
	<i>Bacillus megaterium</i>	447.22 k	275.73 d	69.27 ghi	4.84 e
	<i>Azotobacter chroococcum</i>	436.40 k	83.32 j	200.18 ab	3.20 fg
کلم بروکلی Broccoli	Control	154.21 n	38.39 k	22.91 k	1.32 h
	<i>Proteus vulgaris</i>	550.07 i	274.31 d	42.00 ijk	3.15 fg
	<i>Pseudomonas putida</i>	1529.28 a	435.97 b	74.73 gh	3.00 fg
	<i>Bacillus subtilis</i>	632.97 fg	292.82 d	93.82 fg	6.73 b
	<i>Bacillus megaterium</i>	639.70 f	239.32 e	137.45 de	5.88 d
	<i>Azotobacter chroococcum</i>	655.34 e	159.57 h	183.82 ab	3.50 f
کلم برگ Cabbage	Control	231.71 m	124.86 i	44.72 hijk	1.66 h
	<i>Proteus vulgaris</i>	655.31 e	195.64 g	112.91 ef	2.81 g
	<i>Pseudomonas putida</i>	1169.96 b	497.92 a	63.82 ghij	3.30 fg
	<i>Bacillus subtilis</i>	623.63 g	213.51 f	151.09 cd	8.71 a
	<i>Bacillus megaterium</i>	811.08 d	237.19 e	112.91 ef	6.48 bc
	<i>Azotobacter chroococcum</i>	964.65 c	293.20 d	208.36 a	3.55 f

میانگین‌هایی که حداقل یک حرف مشترک دارند، از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری ($p < 0.05$) با هم ندارند.

Different letters indicate significant differences at the 5% probability level.

تنش ناشی از فلزات سنگین قرار دارد و با افزایش سطوح آلودگی خاک به فلزات سنگین، فعالیت این آنزیم کاهش می‌یابد. باقری و میرسیدحسینی (۸) تأثیر سطوح مختلف روی بر برخی شاخص‌های زیستی خاک تحت کشت گیاه سورگوم را مورد بررسی قرار دادند. نتایج آن‌ها نشان داد که تنفس میکروبی و فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز در خاک آلوده به روی در خاک مجاور ریشه کاهش یافت.

مادر و همکاران (۳۰) گزارش کردند که کاربرد باکتری‌های محرک رشد و قارچ‌های میکوریزی سبب افزایش فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز گردید. موسوی (۱۳۹۶) با بررسی تأثیر باکتری‌های محرک رشد بر فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز در خاک ریزوسفری گزارش کرد که در تیمارهای تلقیح شده با باکتری‌های جنس *Bacillus* و *Pseudomonas* فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز به‌طور متوسط ۳/۴ برابر نسبت به تیمار شاهد افزایش داشت.

نتیجه‌گیری

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که باکتری‌های محرک رشد گیاه تأثیر معنی‌داری ($p < 0.01$) بر فعالیت آنزیم‌های منطقه ریزوسفر، شامل آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی، فسفاتاز اسیدی، اوره‌آز و دی‌هیدروژناز داشتند. با توجه به این که خاک اولیه مورد استفاده در آزمایش، یک خاک آلوده به فلزات سنگین سرب و کادمیم بود، انتظار می‌رفت که فعالیت آنزیم‌ها در منطقه ریزوسفر کم باشد. اما حضور ریزجانداران در خاک و تعدیل اثرات سمی فلزات سنگین بر گیاه توانست فعالیت آنزیم‌های تولیدی در خاک ریزوسفری را افزایش دهد. به‌طوری که نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد بیش‌ترین فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اسیدی مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *P. putida*، بیش‌ترین فعالیت آنزیم اوره‌آز مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *A. chroococcum* و بیش‌ترین فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز مربوط به خاک ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *B. subtilis* بود. افزایش فعالیت آنزیم‌های کلیدی خاک در اثر حضور باکتری‌های محرک رشد گیاه از یک سو سبب افزایش رشد و عملکرد گیاه و از سوی دیگر سبب افزایش تحمل گیاه در برابر فلزات سنگین می‌شود که این امر در بحث گیاه پالایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین بسیار حائز اهمیت می‌باشد.

در رتبه بعدی خاک‌های ریزوسفری تلقیح شده با باکتری *B. megaterium* دارای بیش‌ترین فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز بودند. به‌طوری که فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز در خاک ریزوسفری رقم‌های کلم زینتی، کلم بروکلی و کلم برگ تلقیح شده با این باکتری به ترتیب ۳/۱، ۴/۵ و ۳/۹ برابر نسبت به خاک ریزوسفری تلقیح نشده (شاهد) افزایش یافت (جدول ۴).

دی‌هیدروژناز یک آنزیم اکسیدوداکتاز میکروبی و انتقال‌دهنده هیدروژن است. فعالیت آن وابسته به متابولیسم موجودات زنده در محیط خاک می‌باشد. این آنزیم در درون سلول‌های زنده میکروبی، فرایندهای اکسایش و کاهش را انجام می‌دهد و مقیاس مناسبی برای فعالیت میکروبی و اندازه‌گیری شدت متابولیسم میکروبی در خاک محسوب می‌شود (۳۲). این آنزیم حساسیت قابل ملاحظه‌ای به آلودگی فلزات سنگین دارد (۴۳). بنابراین بررسی تغییرات آن جهت ارزیابی کیفیت و حاصلخیزی خاک اهمیت زیادی دارد (۱۱). آنزیم دی‌هیدروژناز تحت آلودگی‌های معدنی حاصل از سرب، جیوه و روی کاهش می‌یابد. برهمکنش منفی بین دی‌هیدروژناز و آلودگی ناشی از سرب در خاک مشاهده و گزارش شده است (۱۱ و ۳۹). اثر آلودگی ناشی از فلزات سنگین بر کاهش فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز به‌طور ساختاری مربوط به جلوگیری از اتصال سوبسترا به آنزیم است (۵۲). آکمل و جینمینگ (۳) دریافتند که کاهش فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین، ناشی از پیوند فلزات سنگین با گروه‌های عاملی آنزیم است. فلزات سنگین هم‌چنین موجب کاهش فعالیت و جمعیت ریزجانداران خاک می‌گردد. هینسینگر و همکاران (۱۸) نیز بیان کردند که افزایش غلظت فلزات سنگین اثر آنتاگونیستی بر فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز در خاک داشت. شنگ لی و همکاران (۱۰) با مطالعه چند آنزیم دریافتند که برهم‌کنش منفی و معنی‌داری بین فلزات سنگین در خاک و فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز وجود دارد. گزارش شده است که فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز با افزایش غلظت فلزات سنگین از جمله سرب و کادمیم در خاک به‌طور معنی‌داری کاهش می‌یابد (۱). بخش اعظمی از فعالیت آنزیمی تحت تأثیر ریشه قرار دارد، ونگ و همکاران (۵۱) گزارش کردند گیاهانی که زیست توده ریشه بیش‌تری دارند مقدار ترشحات دی‌هیدروژناز و اسیدهای آلی با وزن مولکولی پایین بیش‌تری تولید می‌کنند. دنگ و همکاران (۱۳) بیان کردند که فعالیت آنزیم دی‌هیدروژناز به شدت تحت تأثیر

منابع

1. Abd W.M., Shatin R.R., Khater H.A., and Ali M. 2013. Isolation and identification of heavy-metal resistant soil bacteria. American-Eurasian Journal Of Agricultural and Environmental Sciences 13: 831-838.
2. Aghababaei F., Raiesi F., and Hosseinpour A. 2013. The Influence of Earthworm and Arbuscular Mycorrhizal Fungi on Microbial Biomass Carbon and Enzyme Activity in a Soil Contaminated with Cadmium in Sunflower (*Helianthus annuus* L.) Cultivation Journal of Water and Soil 27: 949-962.

3. Akmal M., and Jianming X. 2008. Dehydrogenase, urease and phosphatase activities as affected by Pb contamination in the Soil. *Soil and Environmental* 27: 139-142.
4. Alloway B.J. 1995. Heavy metals in soils, 2nd edn. Blackey Academic and Professional.
5. Aseri G.K., Jain N., and Tarafdar J.C. 2009. Hydrolysis of organic phosphate forms by phosphatases and phytase producing fungi of arid and semi-arid soils of India. *American-Eurasian Journal Of Agricultural and Environmental Sciences* 5: 564-570.
6. Badalucco L., Grego S., Dell'Orco S., and Nannipieri P. 1992. Effect of liming on some chemical, biochemical, and microbiological properties of acid soils under spruce (*Picea abies* L.). *Biology and Fertility of Soils* 14: 76-83.
7. Badiane N.N.Y., Chotte J.L., Pate E., Masse D., and Rouland C. 2001. Use of soil enzyme activities to monitor soil quality in natural and improved fallows in semi-arid tropical regions. *Applied Soil Ecology* 18: 229-238.
8. Bagheri S. and Mirseyed Hosseini H. 2015. Study of effects of sorghum cultivation on some soil biological indicators at different zinc levels. *Journal of Water and Soil* 28: 1217-1227.
9. Bouyoucos G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agronomy Journal* 54: 464-465.
10. Çakmakçı R., Erat M., Erdoğan Ü., and Dönmez M.F. 2007. The influence of plant growth-promoting rhizobacteria on growth and enzyme activities in wheat and spinach plants. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 170: 288-295.
11. Cheng-li C.H., Min L., and Chang-yong H. 2005. Effect of combined pollution by heavy metals on soil enzymatic activities area polluted by tailings from Pb-Zn-Ag mine. *Journal of Environmental Sciences* 17: 637-640.
12. Demchak K. and Smith C. 1990. Yield responses and nutrient uptake of broccoli as affected by lime type and fertilizer. *Journal of the American Society for Horticultural Science* 115: 737-740.
13. Deng L., Zeng G., Fan C., Lu L., Chen X., Chen M., Wu H., He X., and He Y. 2015. Response of rhizosphere microbial community structure and diversity to heavy metal co-pollution in arable soil. *Applied Microbiology and Biotechnology* 99: 8259-8269.
14. Gardner T., Acosta-Martinez V., Senwo Z., and Dowd S.E. 2011. Soil rhizosphere microbial communities and enzyme activities under organic farming in Alabama. *Diversity* 3: 308-328.
15. Gianfreda L. and Ruggiero P. 2006. Enzyme Activities in Soil. pp. 257-311, *Nucleic Acids and Proteins in Soil*. Springer.
16. Guimarães L.H.S., Peixoto-Nogueira S.C., Michelin M., Rizzatti A.C.S., Sandrim V.C., Zanoelo F.F., Aquino A.C.M., Junior A.B., and Polizeli M.d.L. 2006. Screening of filamentous fungi for production of enzymes of biotechnological interest. *Brazilian Journal of Microbiology* 37: 474-480.
17. Gunes A., Karagoz K., Turan M., Kotan R., Yildirim E., Cakmakci R., and Sahin F. 2015. Fertilizer efficiency of some plant growth promoting rhizobacteria for plant growth. *Research journal of soil biology* 7: 28-45.
18. Hinsinger P., Gobran G.R., Gregory P.J., and Wenzel W.W. 2005. Rhizosphere geometry and heterogeneity arising from root-mediated physical and chemical processes. *New Phytologist* 168: 293-303.
19. Hseu Z.Y. 2004. Evaluating heavy metal contents in nine composts using four digestion methods. *Bioresource Technology* 95: 53-59.
20. Hübel F. and Beck E. 1993. In-situ determination of the P-relations around the primary root of maize with respect to inorganic and phytate-P. *Plant and Soil* 157: 1-9.
21. Islam M., Shaheb M., Rahman S., Ahmed B., Islam A., and Sarker P. 2010. Curd yield and profitability of broccoli as affected by phosphorus and potassium. *International Journal of Sustainable Crop Production* 5: 1-7.
22. Jalil A., Selles F., and Clarke J.M. 1994. Effect of cadmium on growth and the uptake of cadmium and other elements by durum wheat. *Journal of Plant Nutrition* 17: 1839-1858.
23. Kader M.A., Mian M.H., and Hoque M.S. 2002. Effects of *Azotobacter* inoculant on the yield and nitrogen uptake by wheat. *International Journal of Biological Sciences* 2: 259-261.
24. Kai M., Takazumi K., Adachi H., Wasaki J., Shinano T., and Osaki M. 2002. Cloning and characterization of four phosphate transporter cDNAs in tobacco. *Plant Science* 163: 837-846.
25. Karaca A., Naseby D.C., and Lynch J.M. 2002. Effect of cadmium contamination with sewage sludge and phosphate fertiliser amendments on soil enzyme activities, microbial structure and available cadmium. *Biology and Fertility of Soils* 35: 428-434.
26. Khan A., Jilani G., Akhtar M.S., Saqlan Naqvi S., and Rasheed M. 2009. Phosphorus solubilizing bacteria: Occurrence, Mechanisms and their role in crop production. *Agricultural biology Science* 1: 48-58.
27. Kızılkaya R., Aşkın T., Bayraklı B., and Sağlam M. 2004. Microbiological characteristics of soils contaminated with heavy metals. *European Journal of Soil Biology* 40: 95-102.
28. Lakshminarayana K. 1993. Influence of *Azotobacter* on Nitrogen Nutrition of Plants and Crop Productivity. *Proceedings of the Indian National Science Academy Part B Biological Sciences* 3-4: 303-308.
29. Lindsay W.L. and Norvell W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42: 421-428.
30. Mäder P., Kaiser F., Adholeya A., Singh R., Uppal H.S., Sharma A.K., Srivastava R., Sahai V., Aragno M., and

- Wiemken A. 2011. Inoculation of root microorganisms for sustainable wheat–rice and wheat–black gram rotations in India. *Soil Biology and Biochemistry* 43: 609-619.
31. Makoi J.H. and Ndakidemi P.A. 2008. Selected soil enzymes: examples of their potential roles in the ecosystem. *African Journal of Biotechnology* 7: 181-191.
32. Nannipieri P., Grego S., Ceccanti B., Bollag J.M., and Stotzky G. 1990. Ecological Significance of the Biological Activity in Soil. pp. 293-355, in: Bollag J.M. and Stotzky G. (Ed.), *Soil biochemistry*, vol.6.
33. Naseby D.C. and Lynch J.M. 1998. Impact of wild type and genetically modified *Pseudomonas fluorescens* on soil enzyme activities and microbial population structure in the rhizosphere of pea. *Molecular Ecology Notes* 7: 617–625.
34. Norwood W.P., Borgmann U., Dixon D.G., and Wallace A. 2003. Effect of metal mixtures on aquatic biota: a review of observations and methods. *Human and Ecological Risk Assessment* 9: 795–811.
35. Ouda B.A. and Mahadeen A.Y. 2008. Effect of fertilizers on growth, yield, yield components, quality and certain nutrient contents in broccoli (*Brassica oleracea*). *International Journal of Agriculture and Biology* 10: 627-632.
36. Papa S., Bartoli G., Pellegrino A., and Fioretto A. 2010. Microbial activities and trace element contents in an urban soil. *Environmental Monitoring and Assessment* 165: 193-203.
37. Parmar P. and Sindhu S.S. 2013. Potassium solubilization by rhizosphere bacteria: influence of nutritional and environmental conditions. *Journal of Microbiology Research* 3: 25-31.
38. Pilar M.C., Ortega N., Perez-Mateos M., and Busto M.D. 2009. Alkaline phosphatase– polyresorcinol complex: characterization and application to seed coating. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 57: 1967-1974.
39. Qu J., Ren G., Chen B., Fan J., and Yong E. 2011. Effects of lead and zinc mining contamination on bacterial community diversity and enzyme activities of vicinal cropland. *Environmental Monitoring and Assessment* 182: 597-606.
40. Rayment G.E. and Lyons D.J. 2011. *Soil Chemical Methods: Australasia*. pp. 512, vol.3. CSIRO publishing
41. Remus R., Ruppel S., Jacob H.-J., Hecht-Buchholz C., and Merbach W. 2000. Colonization behaviour of two enterobacterial strains on cereals. *Biology and Fertility of Soils* 30: 550-557.
42. Salehian A., Kasraian A., and Vessal M. 2017. The effect of cadmium on soil respiration, urease activity and nitrification in a vermicompost-enriched calcareous soil over time. *Journal of Soil Biology* 5: 137-147.
43. Sandaa R.A., Torsvik V., Enger Q., Daae F.L., Castberg T., and Hahn D. 1999. Analysis of bacterial communities in heavy metal-contaminated soils at different levels of resolution. *FEMS Microbiology Ecology* 30: 237–251.
44. Sarikhani M. and Malboobi M.a. 2010. Phytases: enzymology, molecular and biochemical characteristic and applications. *Agricultural Biotechnology Journal* 2: 13-40.
45. SAS Institute Inc. 1990. Output delivery system: User's guide. SAS institute.
46. Sethi S. and Gupta S. 2015. Responses of soil enzymes to different heavy metals. *Bioline* 3: 147-153.
47. Sparks D.L., Page A., Helmke P., Loeppert R.H., Soltanpour P.N., Tabatabai M.A., Johnston C.T., and Sumne M.E. 1996. *Methods of Soil Analysis, part 3: Chemical Methods*, vol.14. John Wiley & Sons, Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA
48. Speir T. and Ross D. 1975. Effects of storage on the activities of protease, urease, phosphatase, and sulphatase in three soils under pasture. *New Zealand Journal of Soil Science* 18: 231-237.
49. Suneja S., Narula N., Anand R., and Lakshminarayana K. 1996. Relationship of *Azotobacter chroococcum* siderophores with nitrogen fixation. *Folia Microbiologica* 41: 154-158.
50. Tabatabai M.A. and Bremner J.M. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry* 1: 301-307.
51. Tabatabai M.A. and Bremner J.M. 1972. Assay of urease activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 4: 479-487.
52. Tabatabai M.A. 1994. Soil enzymes. pp. 775–833, in: Weaver R.W. (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties*. . SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI.
53. Tanwar A., Aggarwal A., and Parkash V. 2014. Effect of bioinoculants and superphosphate fertilizer on the growth and yield of broccoli (*Brassica oleracea* L. var. italica Plenck). *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science* 42: 288-302.
54. Tarafdar J.C. and Jungk A. 1987. Phosphatase activity in the rhizosphere and its relation to the depletion of soil organic phosphorus. *Biology and Fertility of Soils* 3: 199-204.
55. Tyler G., Pahlsson A.M.B., Bengtsson G.E., Baath E., and Tranvik L. 1989. Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. *Water, Air, and Soil Pollution* 47: 189-215.
56. Walkley A. and Black I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37: 29-38.
57. Wang Y., Fang L., Lin L., Luan T., and Tam N.F. 2013. Effects of low molecular-weight organic acids and dehydrogenase activity in rhizosphere sediments of mangrove plants on phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Chemosphere* 13: 6365-6345.
58. Wang Y.P., Shi J.Y., Wang H., Lin Q., Chen X.C., and Chen Y.X. 2007. The influence of soil heavy metals

- pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67: 75-81.
59. Yan J., Quan G., and Ding C. 2013. Effects of the combined pollution of lead and cadmium on soil urease activity and nitrification. *Procedia Environmental Sciences* 18: 78-83.
60. Yang Z.-x., Liu S.-q., Zheng D.-w., and Feng S.-d. 2006. Effects of cadmium, zinc and lead on soil enzyme activities. *Journal of Environmental Sciences* 18: 1135-1141.
61. Youssef R.A. and Chino M. 1988. Development of a new Rhizobox system to study the nutrient status in the rhizosphere. *Soil Science and Plant Nutrition* 34: 461-465.



The Effects of Plant Growth Promoting Rhizobacteria on the Activity of some Enzymes in Rhizosphere Soils under Lead and Cadmium Stress

S. Abdollahi^{1*} - A. Golchin² - F. Shahryari³

Received: 17-02-2020

Accepted: 23-09-2020

Introduction: Contamination of soils with heavy metals is one of the most serious environmental problems increasing the risk of the entry of heavy metals into food chains. Rhizosphere soil is distinct from the bulk soil and is defined as the volume of soil around living roots which is influenced by root activities. Enzymes are produced by both roots and soil microorganisms to alter nutrient availability in rhizosphere soil. Soil enzymes promote the transformation of matter and energy in the soil, and their activity has a close relationship with soil nutrient availability. Detection of microbial enzymes in a natural environment is important to understand biochemical activities and to verify the biotechnological potential of microorganisms. However, there are few reports to indicate the biotechnological potential of plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) and their effects on the activity of bacterial enzymes in rhizosphere soils under the stress of heavy metals. Thus, in the present study lead and cadmium contaminated rhizosphere soils were inoculated with PGPR species to investigate the influence of these bacteria on the activity of some enzymes.

Materials and Methods: A factorial pot experiment with completely randomized design base and three replications was performed in the greenhouse conditions. The factors examined were (a) rhizosphere soils of three varieties of cabbage [*Brassica oleracea* var. *acephala* L. (Ornamental cabbage), *Brassica oleracea* var. *italica* L. (Broccoli cabbage) and *Brassica oleracea* var. *capitata* L. (Cabbage)] and (b) five species of PGPR, consisting *Pseudomonas putida* PTCC 1694, *Bacillus megaterium* PTCC 1656, *Proteus vulgaris* PTCC 1079, *Bacillus subtilis* PTCC 1715 and *Azotobacter chroococcum*, used to inoculate the rhizosphere soils. There was also a control treatment (without rhizobacteria). The experiment had 18 treatments and there were 54 experimental units. To study rhizosphere soils, several rhizoboxes were used and three seedlings of cabbage were planted in the central part of each rhizobox (rhizosphere area). In treatments inoculated with rhizobacterial species, 2 ml of a bacterial suspension with 10^7 - 10^8 (cfu ml⁻¹) was used to inoculate the soil of rootzone. After three months, cabbage varieties were harvested and the activity of alkaline phosphatase, acid phosphatase, urease, and dihydrogenase were measured in rhizosphere soils. The data obtained from this study were statistically analyzed by SPSS statistical software package (Version 9.4) and the variance of the data was analyzed by one-way ANOVAs (Duncan's test) range test at 1 and 5 percent probability levels.

Results and Discussion: The analysis of variance of the data (ANOVA) showed that the cabbage varieties, inoculation with PGPR species and their interactions had significant effects ($p < 0.01$) on the activity of alkaline phosphatase, acid phosphatase, urease, and dihydrogenase in rhizosphere soils. The results showed that inoculation of the rhizosphere soils with PGPR species increased the activity of soil enzymes. The highest activity of alkaline phosphatase ($1529.28 \mu\text{g pNP.g}^{-1} \text{dm.h}^{-1}$) was measured in rhizosphere soils of the broccoli inoculated with *Pseudomonas putida* PTCC 1694. But, the highest activity of acid phosphatase ($497.92 \mu\text{g pNP.g}^{-1} \text{dm.h}^{-1}$) was obtained in rhizosphere soils of cabbage inoculated with *Pseudomonas putida* PTCC 1694. Also, the highest activity of urease ($208.36 \mu\text{g N-NH}_4^+.\text{g}^{-1} \text{dm.2h}^{-1}$) was observed in rhizosphere soils of the cabbage inoculated with *Azotobacter chroococcum* and the highest activity of dihydrogenase ($8.71 \mu\text{g TPF.g}^{-1} \text{dm.16h}^{-1}$) was observed when rhizosphere soils of the cabbage were inoculated with *Bacillus subtilis* PTCC1715.

Conclusion: From the results of this study, it may be concluded that inoculation of Pb and Cd contaminated soils with PGPR species could modulate the toxic effects of heavy metals on plant and increase the activity of some key enzymes for plant growth in rhizosphere soils.

Keywords: Acid phosphatase, Alkaline phosphatase, Enzyme, Dihydrogenase, Rhizobox, Urease

1 and 2- Ph.D. and Professor, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, respectively.

(*- Corresponding Author Email: samanah.abdollahi87@yahoo.com)

3- Assistant Professor, Plant Protection Department, Faculty of Agriculture, University of Zanjan

DOI: DOI: 10.22067/jsw.v34i6.85576



مقاله پژوهشی

اثر تخریب جنگل و تغییر پوشش گیاهی رویشگاه بر شاخص‌های اکولوژیکی لایه آلی و معدنی خاک

یحیی کوچ^{۱*} - میلاد عزیزی مهر^۲

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۱/۲۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۸/۱۲

چکیده

تخریب رویشگاه‌های جنگلی و تغییر پوشش گیاهی اراضی از جمله عوامل مؤثر بر تغییرپذیری شاخص‌های اکولوژیکی لایه‌های آلی و معدنی خاک بشمار می‌روند. بدین منظور، در پژوهش پیش رو چهار نوع پوشش گیاهی شامل جنگل طبیعی کمتر دست‌خورده ممز- انجیلی، جنگل کاری ۴۰ ساله آمیخته نوئل-کاج سیاه، عرصه جنگلی تخریب یافته ممز- انجیلی، مرتع قرق با پوشش گیاهی یونجه تاجی در منطقه گرگ‌پس، جنوب‌غربی شهرستان چالوس، انتخاب شد. پس از بازدید و شناسایی دقیق رویشگاه‌ها، در هر یک از این عرصه‌ها، تعداد ۸ نمونه لایه آلی و معدنی خاک در فصل تابستان برداشت و نمونه‌های جمع‌آوری شده جهت تجزیه فیزیکی و شیمیایی به آزمایشگاه انتقال داده شدند. مطابق نتایج، در لایه آلی خاک، بیشترین نسبت کربن به نیتروژن به عرصه مرتع اختصاص داشت. بالاترین مقادیر درصد کربن و ضخامت لایه آلی نیز به ترتیب در پوشش‌های اراضی مرتعی و جنگل مخروطیه مشاهده شد. در لایه معدنی خاک، بیش‌ترین مقادیر مشخصه‌های درصد شن، رطوبت، کربن و نسبت کربن به نیتروژن خاک به پوشش مرتعی تعلق داشت، در حالی که بیش‌ترین درصد رس، pH، هدایت الکتریکی، درصد نیتروژن، درصد پوشش جنگلی مشاهده شد. بیش‌ترین تعداد و زیاده کرم‌های خاکی، جمعیت نامتد، معدنی شدن نیتروژن، مقادیر آمونیوم و نترات، تنفس پایه، تنفس برانگیخته، نیتروژن زی‌توده میکروبی و ضریب متابولیکی در پوشش جنگلی مشاهده شد. به‌طور کلی، نتایج این پژوهش حاکی از آن است که مشخصه‌های اکولوژیکی لایه آلی و معدنی خاک تحت رویشگاه جنگلی از وضعیت بهتری برخوردار بوده، در حالی که تخریب جنگل و تغییر پوشش اراضی باعث کاهش شاخص‌های حاصل‌خیزی و زیستی خاک شده است.

واژه‌های کلیدی: پهن‌برگ، سوزنی‌برگ، فعالیت‌های میکروبی، مرتع قرق، نیتروژن زی‌توده میکروبی

مقدمه

جنگل‌زدایی در اکثر نقاط ایران و جهان شده است (۶). عرصه‌های جنگلی ۴۰ درصد سطح اکوسیستم خاکی را شامل می‌شوند و به‌موجب تنوع زیستی و خدمات زیست‌محیطی عملکرد مناسب‌تری نسبت به سایر بیوم‌ها دارند (۵۳). با این حال، امروزه سطوح زیادی از رویشگاه‌های جنگلی بر اثر دخالت انسان تخریب یافته‌اند. به گزارش فائو، میزان این تخریب در سال ۲۰۱۲ تا ۱۳ میلیون هکتار در سال برآورد شده است (۳۶). در بسیاری از سطوح، عرصه‌های جنگلی تخریب‌یافته توسط پوشش‌های مرتعی اشغال شده‌اند. پوشش‌های مرتعی از لحاظ وسعت تقریباً ۳۰ درصد از سطح اراضی کل جهان را به خود اختصاص می‌دهند (۲۵). بر اساس آمار سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور در ایران نیز مراتع با مساحت ۸۴/۶ میلیون هکتاری بیش از ۵۰ درصد سطح اراضی کشور را تشکیل می‌دهند (۱۴)، که برای چرای احشام یا تأمین مواد غذایی برای دام‌ها و همچنین حفاظت منابع تجدیدناپذیر مانند خاک و آب حائز اهمیت فراوان هستند (۹). امروزه با توجه به افزایش تخریب و کاهش سطح جنگلی‌های طبیعی، بهترین

استفاده صحیح و مناسب از منابع طبیعی و ایجاد تعادل بین میزان تولید، حفظ و بهبود کیفیت منابع طبیعی در سال‌های اخیر مورد توجه قرار گرفته است. تلاش برای حفظ این منابع نه تنها استقلال اقتصادی و رفح وابستگی و حفظ محیط‌زیست را در به دنبال دارد، بلکه موجب استقلال فرهنگی، سیاسی و نظامی، که از دیگر شاخصه‌های توسعه پایدار هستند، می‌گردند. استفاده‌های بی‌رویه و نادرست از منابع موجود باعث تخریب رویشگاه‌های طبیعی به شکل

۱- استادیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس، نور، مازندران، ایران

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

۲- کارشناسی‌ارشد جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، مازندران، ایران

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

پژوهش حاضر در بخشی از منطقه گرگ‌پس، ۴۵ کیلومتری جنوب‌غربی شهرستان چالوس، در بخش کلاردشت با دامنه ارتفاعی ۱۳۵۰-۱۲۵۰ متر از سطح دریا انجام شده است. طبق آمار هواشناسی گزارش شده، میانگین درجه حرارت گرم‌ترین ماه سال (مرداد) ۳۲ درجه سانتی‌گراد و میانگین درجه حرارت سردترین ماه سال (بهمن) ۱۴- درجه سانتی‌گراد می‌باشد. بارندگی سالانه حدود ۶۰۰ میلی‌متر می‌باشد که بیشتر در پاییز می‌بارد. مطابق طبقه‌بندی آمبرژه، آب‌وهوای این منطقه با ضریب باران و حرارت (Q2)، معادل ۴۶/۲۰ است که با مناطق نیمه مرطوب همراه با زمستان‌های سرد تطابق پیدا می‌کند (۳۵). توده جنگل کاری شده مورد بررسی (آمیخته نوئل - کاج سیاه با نسبت‌های ۶۰ به ۴۰ درصد) تقریباً ۴۰ سال پیش، همراه با فاصله اولیه ۲×۲ متر کاشته شده است. در مجاورت این توده جنگل کاری شده، توده جنگلی طبیعی ممز - انجیلی و همچنین مرتع قرق مشاهده می‌شود. خاک منطقه مورد نظر به نسبت نیمه عمیق تا عمیق، بافت خاک در افق‌های بالا متوسط و در عمق زیرین به شدت سنگین، ساختمان خاک فشرده و نفوذپذیری آب در خاک برای ریشه‌دوانی متوسط تا ضعیف است. در پژوهش پیش رو پوشش‌های اراضی به شرح زیر در منطقه مورد مطالعاتی مورد توجه قرار گرفته است:

- (۱). جنگل طبیعی کمتر دست‌خورده ممز (*Carpinus betulus* L.) - انجیلی (*Parrotia persica* C.A.May)
- (۲). جنگل کاری ۴۰ ساله آمیخته نوئل (*Picea abies* (L.) Karst) - کاج سیاه (*Pinus nigra* Arnold)
- (۳). عرصه جنگلی تخریب‌یافته ممز (*Carpinus betulus* L.) - انجیلی (*Parrotia persica* C.A.May)
- (۴). مرتع قرق با پوشش گیاهی یونجه تاجی (*Coronilla varia* L.)

روش نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی

پس از بازدید و شناسایی محدوده مورد بررسی، چهار توده جنگلی مختلف شامل جنگل طبیعی کمتر دست‌خورده ممز - انجیلی، جنگل کاری ۴۰ ساله آمیخته نوئل - کاج سیاه، عرصه جنگلی تخریب‌یافته ممز - انجیلی و مرتع قرق با پوشش گیاهی یونجه تاجی در منطقه مورد مطالعه مد نظر قرار گرفت. مساحت چهار هکتار از هر یک از پوشش‌های اراضی فوق‌الذکر که از نظر فیزیوگرافی دارای شرایط تقریباً مشابهی بودند انتخاب شدند. سپس در هر یک از این عرصه‌ها تعداد ۸ نقطه به روش تصادفی - سیستماتیک انتخاب و نمونه‌های لاشبرگ و خاک (عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری و در سطح ۳۰

راهکار افزایش سطح پوشش گیاهی و تقویت رویشگاه‌های جنگلی، جنگل کاری با گونه‌های مناسب است. در نتیجه اعمال این راهکار، سطح جنگل کاری با گونه‌های مختلف در سراسر دنیا سالانه ۲ درصد افزایش داشته است (۳۳).

پوشش‌های گیاهی مختلف با توجه به کمیت‌ها و کیفیت‌های متفاوت مواد آلی ورودی اثرات متفاوتی بر کیفیت خاک دارند (۵۲). در واقع، کیفیت خاک برآیندی از مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی است که تحت تأثیر پوشش‌های گیاهی تغییرات اساسی از خود بروز می‌دهند (۴) و در این بین بر مشخصه‌های زیستی و بیوشیمیایی خاک، به دلیل حساسیت‌پذیری و واکنش سریع آن‌ها به تغییرات پوشش گیاهی، تأکید بسیار زیادی شده است (۱۲). طیف وسیعی از موجودات زنده در اکوسیستم خاکی زندگی می‌کنند که نیازهای اکولوژیک متنوع و متفاوتی دارند. تعداد، تنوع و ترکیب نسبی موجودات خاکزی تابعی از مشخصه‌های خاک (رطوبت، pH و عناصر غذایی)، ویژگی‌های اقلیمی و پوشش گیاهی می‌باشد (۲۷). به عبارت دیگر ویژگی‌های زیستی خاک، که جزء ویژگی‌های پویای خاک می‌باشد، به نوعی بیانگر تطابق نیازهای موجودات خاکزی با شرایط موجود در خاک است (۴۷). همچنین، جمعیت میکروبی خاک نقش اصلی و اساسی در محصولات اولیه و چرخه غذایی اکوسیستم‌های خاکی دارد (۲۶). در تمام اکوسیستم‌ها، میکروب‌های خاک نقش مهمی در تجزیه مواد آلی، چرخه مواد غذایی و فراهمی عناصر غذایی قابل جذب گیاه ایفا می‌کنند (۴۳). تجزیه بقایای گیاهی در خاک یک فرآیند میکروبی بسیار پیچیده است که توسط عوامل مختلف از جمله ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی بقایا و خاک کنترل می‌شود. در محیط خاک مهم‌ترین عامل محدودکننده فعالیت میکروبی، قابلیت دسترسی به سوبسترای کربنی قابل مصرف است که با ورود سوبسترای کربنی به خاک مانند بقایای گیاهی جمعیت میکروبی در اطراف سوبسترا افزایش می‌یابد. در واقع جمعیت میکروبی خاک مسئول تنظیم چرخه عناصر غذایی در خاک است و در فراهم ساختن عناصر غذایی برای گیاه نقش مهمی را بر عهده داشته و بدین گونه در رشد گیاه و تولیدات زیست‌توده کارایی بالایی دارد (۱۱).

در ایران، تخریب رویشگاه‌های جنگلی و تغییر در نوع پوشش گیاهی رویشگاه، به‌ویژه در طول قرن گذشته، کیفیت خاک، تولید زیست‌توده گیاهی و پایداری محیط‌زیست را تحت تأثیر قرار داده است (۲۰). با توجه به اهمیت شناخت و مطالعه اثر تخریب و تغییر پوشش‌های گیاهی موجود بر کیفیت خاک، در این پژوهش به مطالعه اثر نوع پوشش‌های گیاهی جنگلی و مرتعی مختلف بر شاخص‌های اکولوژیکی لایه آلی و معدنی خاک پرداخته شده است.

که داده‌ها نرمال نبود (مشخصه‌های تعداد و زیتوده کرم‌های خاکی، جمعیت نماتدها، تنفس میکروبی و ضریب متابولیک) از روش تبدیل جذر جهت نرمال‌سازی استفاده شد. به منظور بررسی تفاوت یا عدم تفاوت مقادیر مشخصه‌های مختلف لایه آلی و معدنی خاک در ارتباط با عرصه‌های مورد مطالعه، از آزمون تجزیه واریانس استفاده شد. آزمون دانکن ($P < 0.05$) نیز به منظور مقایسه چندگانه میانگین بکار گرفته شد. تمامی تجزیه و تحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۳ انجام پذیرفت. به منظور بررسی ارتباط بین شاخص‌های کیفی لایه آلی و معدنی خاک در پوشش‌های اراضی مورد مطالعه از تجزیه مؤلفه‌های اصلی (PCA) استفاده شد.

نتایج

مشخصه‌های لایه آلی و فیزیکی‌شیمیایی خاک

بر اساس نتایج، مقادیر مشخصه‌های لایه آلی و معدنی (به جز جرم مخصوص ظاهری و درصد سیلت) در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه تفاوت آماری معنی‌داری نشان داد (جدول ۲). به‌طوری‌که بیشترین نسبت کربن به نیتروژن لایه آلی به عرصه مرتع اختصاص داشت، درحالی‌که محتوی نیتروژن لایه آلی در جنگل طبیعی بیش‌ترین مقدار بود. همچنین، بالاترین مقادیر درصد کربن لایه آلی و ضخامت لایه آلی به ترتیب در کاربری‌های مرتع و جنگل مخروطه مشاهده شد. حداکثر مقدار درصد شن، کربن، نسبت کربن به نیتروژن و درصد رطوبت در عرصه مرتع مشاهده شد. بالاترین درصد رس، مقادیر pH، هدایت الکتریکی، درصد نیتروژن و غلظت پتاسیم به جنگل طبیعی اختصاص داشت. نتایج بررسی غلظت فسفر، کلسیم و منیزیم قابل جذب در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه حاکی از آن است که بیش‌ترین مقدار به ترتیب در جنگل طبیعی و جنگل کاری مشاهده شد (جدول ۲).

فعالیت‌های زیستی خاک

نتایج بررسی تعداد و زیتوده کرم‌های خاکی، جمعیت نماتد و مشخصه‌های میکروبی خاک (به جز کربن زی‌توده میکروبی) حاکی از وجود تفاوت آماری معنی‌دار در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد (شکل ۱). به‌طوری‌که بیشترین مقادیر تعداد و زیتوده کرم خاکی در خاک تحتانی جنگل طبیعی مشاهده شد. همچنین حداکثر و حداقل فعالیت نماتدهای خاکزی به ترتیب به خاک تحتانی جنگل طبیعی و عرصه مرتع تعلق داشت. مطابق با نتایج به دست آمده بیشترین مقادیر آمونیوم، نیترات و نیتروژن معدنی شده به ترتیب در رویشگاه جنگل طبیعی، جنگلکاری، جنگل تخریب یافته و عرصه مرتعی اندازه‌گیری شد و اختلاف آماری معنی‌داری را نشان دادند. رویشگاه جنگل طبیعی بیشترین مقادیر تنفس پایه، تنفس برانگیخته، سهم

سانتی‌متر $\times 30$ سانتی‌متر) در فصل تابستان (مردادماه) برداشت شد. به‌طور کلی سعی شد که به‌منظور کاهش اثرات مرزی، نمونه‌برداری‌ها متمایل به بخش مرکزی هر پوشش باشد. نمونه‌های جمع‌آوری شده لایه آلی (لاشبرگ) و معدنی خاک جهت انجام تجزیه به فضای آزمایشگاه انتقال داده شد. یک بخش از نمونه‌های خاک جهت انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، پس از هوا خشک شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌های زیستی تا زمان آزمایش در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. برخی از مهم‌ترین مشخصه‌های لایه آلی (ضخامت لایه آلی (لاشبرگ) با خط‌کش، مقدار کربن آلی لاشبرگ به روش احتراق و مقدار نیتروژن آن به روش معدنی‌سازی نمونه‌ها) و معدنی خاک (جرم مخصوص ظاهری به روش کلوخه، بافت خاک به روش هیدرومتری، درصد رطوبت از طریق توزین، اسیدیته به روش پتانسیومتری، هدایت الکتریکی به روش گل اشباع، درصد کربن آلی به روش والکلی‌بلاک، درصد نیتروژن کل به روش کج‌دال و غلظت فسفر، پتاسیم، کلسیم، منیزیم با استفاده از دستگاه جذب اتمی در محیط آزمایشگاه اندازه‌گیری شد. تعداد کرم‌های خاکی به روش دستی و زی‌توده کرم‌های خاکی با توجه به وزن آن‌ها بعد از ۴۸ ساعت خشک شدن روی کاغذهای فیلتر در آزمایشگاه مشخص شد، جمعیت نماتدهای خاکزی با استفاده از تکنیک قیف بیرمن، تنفس پایه به روش بطری در بسته پس از ۲۴ ساعت و برای اندازه‌گیری تنفس برانگیخته، ۸۰ میلی‌گرم گلوکز به ۲۰ گرم خاک اضافه شد و نمونه‌ها درون ظروف سربسته (همانند اندازه‌گیری تنفس پایه) انکوباسیون شدند و میزان دی‌اکسید کربن آزاد شده بر اثر تنفس ریزجانداران خاک محاسبه شد، اندازه‌گیری کربن زی‌توده میکروبی و نیتروژن زیتوده میکروبی به روش تدخین- استخراج انجام شد و مشخصه ضریب متابولیکی، از تقسیم دی‌اکسید کربن (میلی‌گرم کربن) آزاد (در تنفس میکروبی) بر کربن زیتوده میکروبی خاک (گرم) محاسبه گردید. برای برآورد شاخص دسترسی به کربن (CAI)، تنفس پایه بر مقدار CO_2-C به دست آمده از تنفس برانگیخته با سوبسترا تقسیم شد و شاخص سهم میکروبی از تقسیم کربن زیتوده میکروبی بر کربن آلی محاسبه گردید، غلظت نیترات، آمونیوم و معدنی‌شدن نیتروژن به روش اسپکتروفتومتری (۱، ۱۹ و ۲۴) مورد سنجش و اندازه‌گیری قرار گرفتند.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

داده‌های جمع‌آوری شده در نرم‌افزار اکسل به‌عنوان بانک اطلاعات ذخیره شد. سپس به‌منظور تجزیه و تحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمال بودن توزیع مشاهدات با آزمون کولموگروف اسمیرنوف و همگنی واریانس با آزمون لون بررسی گردید. در مواردی

رویشگاه‌های مورد مطالعه بوده و موقعیت مکانی کاملاً متفاوتی را نمایش داده‌اند. به‌طوری‌که فعالیت موجودات خاکزی و جمعیت میکروبی خاک در ارتباط مستقیم با مقادیر نیتروژن لاشبرگ و خاک، فسفر، کلسیم، منیزیم، پتاسیم قابل جذب و شرایط قلیایی‌تر خاک می‌باشد، درحالی‌که با مشخصه‌های محتوای کربن لاشبرگ و خاک، نسبت کربن به نیتروژن و مقادیر شن، سیلت و درصد رطوبت خاک رابطه عکس نشان داد (شکل ۲).

میکروبی، ضریب متابولیسی شاخص دسترسی به کربن و نیتروژن زیتوده میکروبی را به خود اختصاص داد، درحالی‌که کم‌ترین مقادیر مشخصه‌های مذکور به عرصه مرتعی اختصاص یافت. در خصوص کربن زیتوده میکروبی، در بین پوشش‌های مورد مطالعه تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد (شکل ۱). تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) نیز بیانگر وجود فعالیت بیشتر موجودات خاکزی و جمعیت میکروبی خاک تحت عرصه‌های جنگل طبیعی و جنگل کاری نسبت به سایر

جدول ۱- تجزیه واریانس مشخصه‌های لایه آلی و فیزیکوشیمیایی خاک در عرصه‌های مورد مطالعه

Table 1- ANOVA for soil physico-chemical and biological properties in studied areas

مشخصه‌ها Features	مجموع مربعات Sum of square	میانگین مربعات Mean square	درجه آزادی Df	مقدار F F-value	مقدار معنی‌داری Sig
کربن لاشبرگ (درصد) Litter C (%)	293.329	129.324	3	23.532	0.000
نیتروژن لاشبرگ (درصد) Litter N (%)	423.145	198.675	3	182.648	0.000
نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ (درصد) Litter C/N (%)	218.543	201.372	3	113.546	0.000
ضخامت لاشبرگ (سانتی‌متر) Litter thick (cm)	333.640	111.213	3	47.055	0.000
جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب) Bulk density (g cm-3)	0.144	0.048	3	2.632	0.070
شن (درصد) Sand (%)	662.500	220.833	3	11.515	0.000
سیلت (درصد) Silt (%)	22.250	7.417	3	0.188	0.904
رس (درصد) Clay (%)	893.750	297.917	3	10.529	0.000
رطوبت Water content (%)	1284.616	428.205	3	3.360	0.033
واکنش خاک (1:2.5 H ₂ O) pH	7.361	2.454	3	18.340	0.000
هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر) (ds m-1) EC	0.143	0.048	3	48.668	0.000
کربن (درصد) Carbon (%)	1.942	5.826	3	10.919	0.000
نیتروژن (درصد) Nitrogen (%)	0.240	0.240	3	67.135	0.000
نسبت کربن به نیتروژن C/N ratio	1230.495	410.165	3	43.740	0.000
فسفر قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl P (mg kg-1)	1650.442	550.147	3	26.251	0.000
پتاسیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl K (mg kg-1)	315401.594	105133.865	3	79.021	0.000
کلسیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl Ca (mg kg-1)	75366.344	25122.115	3	10.652	0.000
منیزیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl Mg (mg kg-1)	3393.625	1131.208	3	16.291	0.000

جدول ۲- میانگین ($\pm$ اشتباه معیار) مشخصه‌های لایه آلی و فیزیکوشیمیایی خاک در عرصه‌های مورد مطالعه

 Table 2- Mean ($\pm$ SE) of soil physico-chemical and biological properties in studied areas

مشخصه‌ها Features	جنگل طبیعی Natural forest	جنگل کاری Plantation	جنگل مخروبه Deforestation	مرتع Rangeland
کربن لاشبرگ (درصد) Litter C (%)	34.60 $\pm$ 2.76c	48.2 $\pm$ 3.06b	55.29 $\pm$ 2.05a	61.29 $\pm$ 1.07a
نیتروژن لاشبرگ (درصد) Litter N (%)	2.15 $\pm$ 0.07a	1.05 $\pm$ 0.04b	0.8 $\pm$ 0.04c	0.78 $\pm$ 0.02c
نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ (درصد) Litter C/N (%)	78.19 $\pm$ 2.51d	45.5 $\pm$ 2.21c	69.82 $\pm$ 3.78b	78.19 $\pm$ 2.51a
ضخامت لاشبرگ (سانتی‌متر) Litter thickness	5.45 $\pm$ 0.46c	9.32 $\pm$ 0.46b	12.53 $\pm$ 0.48a	13.80 $\pm$ 0.71a
جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب) Bulk density (g cm ⁻³)	1.32 $\pm$ 0.06a	1.3 $\pm$ 0.02a	1.24 $\pm$ 0.06b	1.15 $\pm$ 0.01c
شن (درصد) Sand (%)	17.75 $\pm$ 0.62c	24.5 $\pm$ 0.84b	27.25 $\pm$ 1.99ab	30.0 $\pm$ 2.12a
سیلت (درصد) Silt (%)	44.45 $\pm$ 1.93a	46.13 $\pm$ 1.90a	46.75 $\pm$ 2.59a	46.13 $\pm$ 2.37a
رس (درصد) Clay (%)	37.75 $\pm$ 1.54a	29.38 $\pm$ 2.14b	26.00 $\pm$ 2.05b	23.88 $\pm$ 1.71b
رطوبت Water content (%)	28.51 $\pm$ 1.38b	31.93 $\pm$ 3.88b	38.77 $\pm$ 5.28ab	44.96 $\pm$ 4.32a
واکنش خاک pH _(1:2.5)	7.07 $\pm$ 0.01a	6.69 $\pm$ 0.05b	6.04 $\pm$ 0.15c	5.89 $\pm$ 0.19c
هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر) (dS m ⁻¹) EC	0.31 $\pm$ 0.00a	0.24 $\pm$ 0.01b	0.17 $\pm$ 0.00c	0.14 $\pm$ 0.01c
کربن (درصد) Carbon (%)	1.48 $\pm$ 0.08c	1.63 $\pm$ 0.10bc	2.05 $\pm$ 0.18b	2.58 $\pm$ 0.18a
نیتروژن (درصد) Nitrogen (%)	0.35 $\pm$ 0.01a	0.22 $\pm$ 0.01b	0.16 $\pm$ 0.01c	0.12 $\pm$ 0.00c
نسبت کربن به نیتروژن C/N ratio	4.21 $\pm$ 0.22d	7.38 $\pm$ 0.45c	13.33 $\pm$ 1.48b	20.47 $\pm$ 0.49a
فسفر قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl P (mg kg ⁻¹)	26.15 $\pm$ 2.36a	21.84 $\pm$ 1.98a	12.13 $\pm$ 0.83b	8.31 $\pm$ 0.49b
پتاسیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl K (mg kg ⁻¹)	369.25 $\pm$ 14.99a	284.63 $\pm$ 15.56b	139.25 $\pm$ 8.93c	136.00 $\pm$ 10.86c
کلسیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl Ca (mg kg ⁻¹)	228.38 $\pm$ 27.17a	185.88 $\pm$ 14.37a	126.00 $\pm$ 10.74	105.88 $\pm$ 10.87b
منیزیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl Mg (mg kg ⁻¹)	55.50 $\pm$ 3.07a	44.1 $\pm$ 1.72a	34.25 $\pm$ 3.34b	28.38 $\pm$ 3.32c

بحث

مشخصه‌های لایه آلی خاک

نتایج پژوهش حاضر حاکی از اختلاف معنی‌دار کیفیت لاشبرگ در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد (جدول ۱) که می‌تواند به دلیل تولید لاشبرگ با کیفیت متفاوت در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه به دلیل حضور گونه‌های مختلف باشد. به‌طوری‌که گونه‌های ممرز و انجیلی با تولید لاشبرگ‌هایی با کیفیت مناسب (نیتروژن بالاتر و کربن کمتر) نسبت به گونه‌های سوزنی‌برگ (نیتروژن کمتر و کربن

بالاتر) باعث افزایش کیفیت مواد آلی و درپی آن افزایش فعالیت جانداران خاکزی در رویشگاه جنگل طبیعی شده است، در نتیجه میزان تجمع مواد آلی در رویشگاه جنگل طبیعی به‌دلیل کیفیت مناسب لاشبرگ کاهش یافته است (شکل ۲). در همین راستا، ژانگ و همکاران (۵۷) اشاره داشتند که گونه‌های مختلف جنگلی به علت تفاوت در محتوای کربن، نیتروژن و نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ دارای کیفیت‌های متفاوتی از لاشبرگ بوده و همین امر در شدت تجزیه آن‌ها اثر داشت. ترکیب شیمیایی لاشه‌ریزه یکی از عواملی است که می‌تواند قابلیت تجزیه آن را تعیین کند (۷). هر چه میزان

نیتروژن در برگ بیش تر باشد، سریع تر تجزیه می شود (۳۴). میزان نیتروژن در برگ سوزنی برگان کمتر از پهن برگان است. در پژوهش حاضر، بر مبنای ضخامت لاشبرگ تجمع یافته در بستر رویشگاه، نیز توده های سوزنی برگ شدت پائینی از تجزیه را با توجه به کیفیت پائین تر سوزن ها دارا می باشند.

مشخصه های لایه معدنی خاک

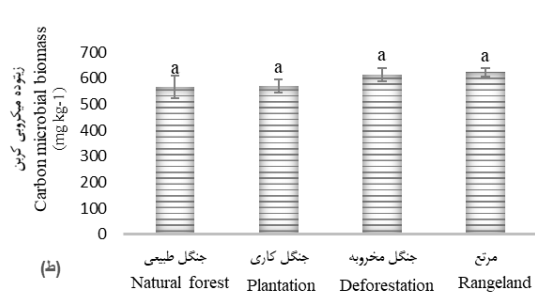
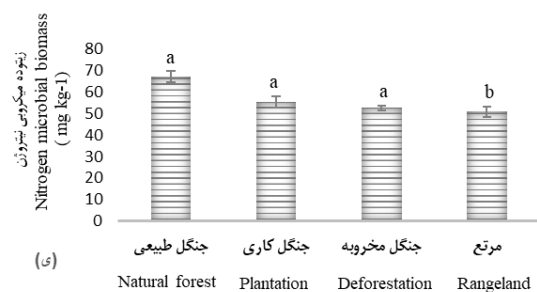
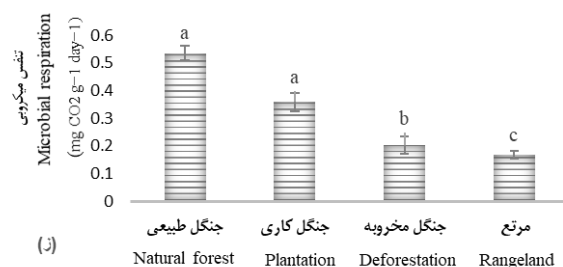
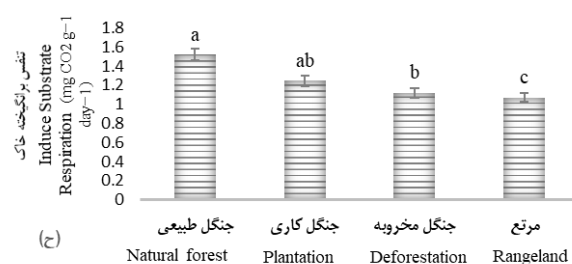
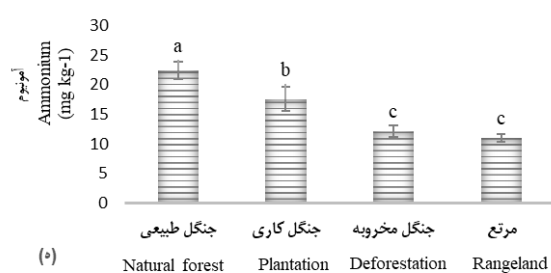
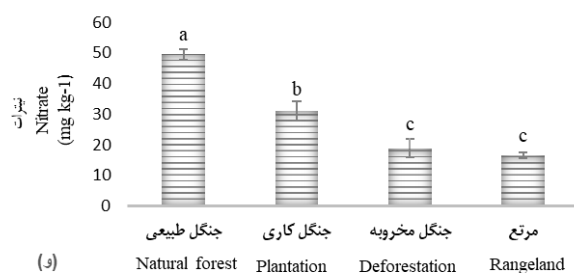
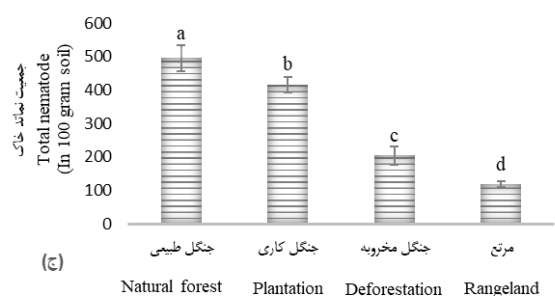
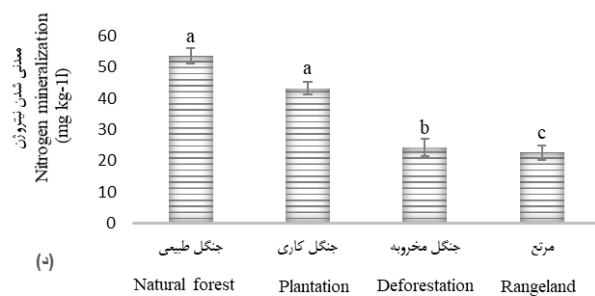
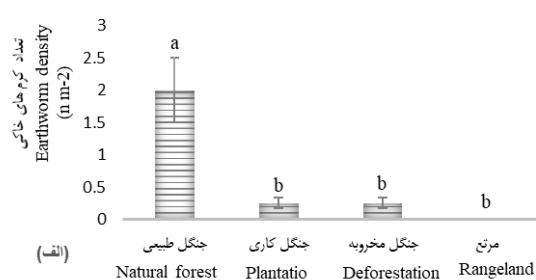
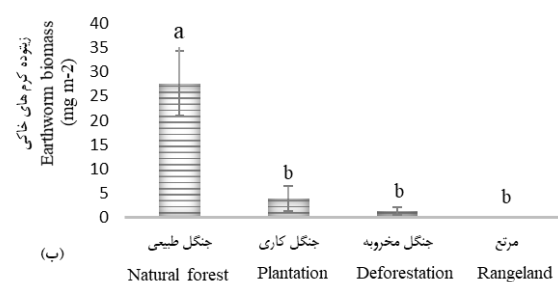
جرم مخصوص ظاهری، جرم خاک در حالت طبیعی بوده و اساس ویژگی های خاک محسوب می شود. نتایج پژوهش حاضر با نتایج تحقیقات حاج عباسی و همکاران (۲۱) و بروار و همکاران (۱۰) که در بررسی های خود تغییر معنی داری را در جرم مخصوص ظاهری خاک به دلیل تغییر پوشش اراضی مشاهده نکردند، مطابقت دارد. بافت خاک یکی از مشخصه های ثابت خاک بوده و تغییر آن در اثر نوع پوشش اراضی و در کوتاه مدت امکان پذیر نمی باشد، در هر حال

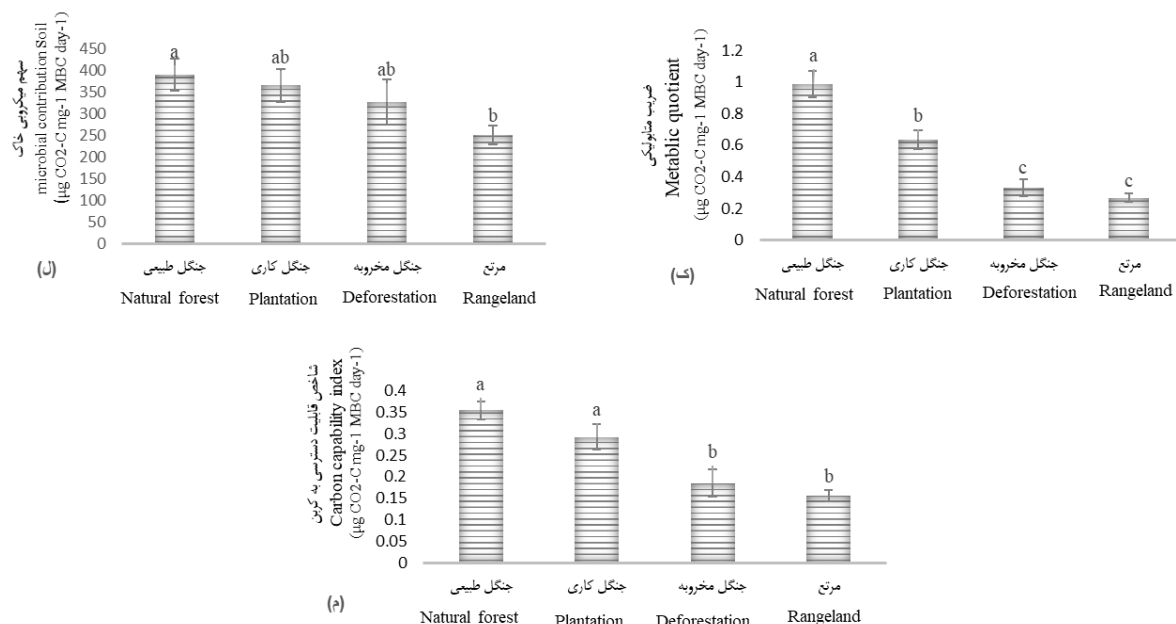
تغییر نوع پوشش های اراضی می تواند در یک دوره بلندمدت بر تغییرات اجزای بافت خاک مؤثر واقع گردد (۳۶). در پژوهش حاضر نیز پس از گذشت بیش از چهل سال از تغییر کاربری و پوشش های اراضی از جنگل طبیعی به سایر پوشش های گیاهی تفاوت های آماری معنی داری در بین اجزای شن و رس خاک مشاهده شد (جدول ۲). تجمع بیشتر رس در پوشش جنگل طبیعی احتمالاً به خاطر وجود تاج پوشش بسته جنگل می باشد در حالی که در رویشگاه های غیر جنگلی به دلیل باز بودن قسمت های فوقانی بیشتر تحت تأثیر بارش های سالیانه قرار گرفته و منجر به آبشویی ذرات رس از لایه های بالایی خاک و تجمع آن ها در لایه های پائینی شده است (۸). در واقع، طی فرآیند آبشویی (انتقال ذرات)، اجزای مختلف ذرات خاک با اندازه های مختلف در لایه های خاک جابه جا شده و همین امر منجر به تغییرپذیری درصد اجزای بافت خاک می شود (۲۹).

جدول ۳- تجزیه واریانس فعالیت های زیستی خاک در عرصه های مورد مطالعه

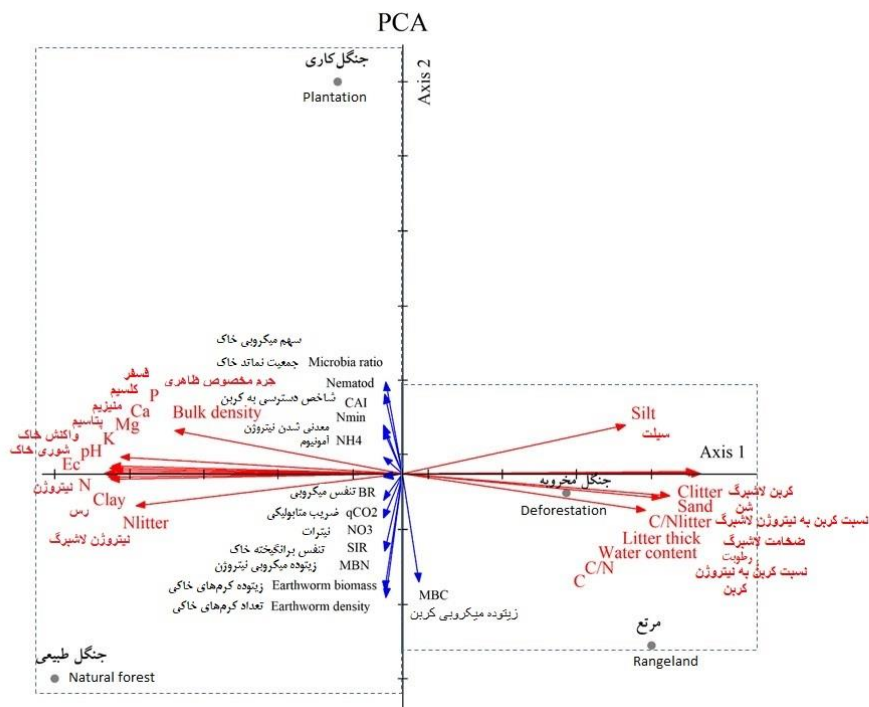
Table 3- ANOVA for soil biological activities in the studied areas.

مشخصه ها Features	مجموع مربعات Sum of square	میانگین مربعات Mean square	درجه آزادی Df	مقدار F F- value	مقدار معنی داری Sig
تعداد کرم های خاکی Nearth	20.500	6.833	3	11.255	0.000
زیتوده کرم های خاکی Bearth	4085.343	1361.781	3	12.972	0.000
جمعیت نماتد خاک Nematod density	747300.375	249100.125	3	44.121	0.000
معدنی شدن نیتروژن Nmin	5434.077	1811.359	3	38.692	0.000
آمونیم NH ₄	663.578	221.193	3	13.994	0.000
نیترات NO ₃	5475.020	1825.007	3	38.264	0.000
تنفس میکروبی BR	0.679	0.226	3	37.107	0.000
تنفس برانگیخته خاک SIR	0.965	0.322	3	14.682	0.000
زیتوده میکروبی کربن MBC	20852.344	6950.781	3	1.002	0.407
زیتوده میکروبی نیتروژن MBN	1307.211	435.737	3	10.365	0.000
ضریب متابولیسم qCO ₂	0.000	0.000	3	30.499	0.000
سهم میکروبی خاک Microbial ratio	2.594	0.865	3	2.391	0.900
شاخص دسترسی به کربن CAI	0.205	0.068	3	13.682	0.000





شکل ۱- میانگین (± اشتباه معیار) فعالیت‌های زیستی خاک در عرصه‌های مورد مطالعه
Figure 1- Mean (±SE) of soil biological activities in the studied areas



شکل ۲- توزیع مکانی پوشش‌های مختلف اراضی، مشخصه‌های لایه آلی و معدنی خاک در تحلیل PCA (مؤلفه اول: مقدار ویژه = ۷/۸۱، درصد واریانس متناظر با عامل = ۶۰/۱۱، درصد واریانس تجمعی = ۰/۱۱ و مؤلفه دوم: مقدار ویژه = ۱/۵۳، درصد واریانس متناظر با عامل = ۱۱/۸۳ و درصد واریانس تجمعی = ۷۱/۹۴)

Figure 2- Spatial distribution of different soil cover, soil organic and mineral characteristics in PCA analysis (PC1: Eigen value = 7.81, percent of variance = 60.11, cumulative percent of variance = 0.11; PC2: Eigen value = 1.53, percent of variance = 11.83, cumulative percent of variance = 71.94)

همچنین تغییرات درصد اجزای تشکیل دهنده بافت در خاک رویشگاه‌های مورد مطالعه می‌تواند به دلیل تفاوت در حضور و تراکم فون خاکزی باشد. موجودات خاکزی با جابجایی در خاک و ایجاد حفرات متعدد منجر به جابجایی اجزای تشکیل دهنده بافت در لایه‌های مختلف خاک می‌گردند. موجودات خاکزی به خصوص کرم‌های خاکی با انتقال ذرات رس و یا حتی سیلت در اندازه‌های ریز به بخش‌های مختلف خاک، موجب تغییرات معنی‌داری در اجزای تشکیل دهنده بافت لایه‌های مختلف می‌شوند (۵)، بیش‌ترین میزان تراکم و زیتوده کرم‌های خاکی در پوشش جنگل طبیعی ثبت شد (شکل ۱).

واکنش (pH) خاک به‌عنوان یک شاخص شیمیایی در کیفیت خاک می‌باشد. بسیاری از واکنش‌های شیمیایی که دسترسی به عناصر غذایی را تحت تأثیر قرار می‌دهند از محیط شیمیایی و به‌ویژه واکنش خاک تأثیر پذیرفته‌اند. بنابراین واضح است که واکنش خاک باید به‌عنوان یک شاخص کلیدی در شیمی خاک در نظر گرفته شود (۴۶). اختلاف گونه‌ها در تولید اسیدهای آلی مختلف حاصل از تجزیه لاشبرگ‌هایی که نسبت بازهای تبادلی (مثل کلسیم و منیزیم) و کاتیون‌های اسیدی (مثل آهن و آلومینیوم) را در خاک تغییر می‌دهد، می‌تواند یکی از مهم‌ترین اثرات پوشش گیاهی در تغییر میزان واکنش خاک باشد (۱۶). در رابطه با pH خاک، نتایج این تحقیق نشان داد که خاک منطقه جنگل کاری دارای pH کمتری نسبت به خاک سایر مناطق می‌باشد. به عبارت دیگر می‌توان گفت که گونه‌های سوزنی‌برگ (کاج سیاه و نونل) به دلیل تولید لاشبرگ‌هایی با کیفیت پایین سبب اسیدی شدن خاک زیر پوشش خود شده‌اند (۴۸). بنابراین با توجه به موارد ذکر شده و نتایج این تحقیق در مورد واکنش خاک، می‌توان چنین اظهار نظر کرد که، با توجه به این‌که مقدار واکنش خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه دارای اختلاف معنی‌داری می‌باشد، نوع گونه می‌تواند بر میزان واکنش خاک تأثیرگذار باشد. با توجه به نتایج پژوهش حاضر بیشترین مقادیر مشخصه‌های حاصلخیزی خاک در رویشگاه جنگل طبیعی مشاهده شد (جدول ۱) که می‌تواند ناشی از میزان بالای تجزیه‌پذیری لاشبرگ در این رویشگاه در مقایسه با سایر رویشگاه‌های مورد مطالعه باشد (۱۱). با توجه به اینکه میزان واکنش خاک در رویشگاه جنگل کاری سوزنی‌برگ (به دلیل تولید لاشبرگ با کیفیت پایین) کم‌تر از سایر رویشگاه‌ها می‌باشد شرایط برای فعالیت بیشتر میکروارگانیسم‌ها نامناسب است و باعث کاهش سرعت تجزیه و در نهایت کاهش عناصر غذایی تحت این رویشگاه می‌شود. همچنین کمبود عناصر غذایی در این توده‌ها می‌تواند به دلیل کمبود رس و افزایش میزان شن خاک مرتبط می‌باشد (۱۳). در رویشگاه‌های جنگلی، فعالیت کرم‌های خاکی تا حد زیادی به کیفیت لاشبرگ گونه‌های درختی مرتبط است (۵). در پژوهش حاضر نیز تفاوت کیفیت

لاشبرگ موجود در توده‌های جنگلی با ترکیب مختلف تغییرات معنی‌داری را در فعالیت کرم‌های خاکی ایجاد کرده است. به‌طور کلی بیشتر کرم‌های خاکی محیط‌هایی با مواد غذایی غنی و لاشبرگ‌هایی با نسبت کربن به نیتروژن کمتر را ترجیح می‌دهند (۱۷، ۵۸ و ۴۵). در یک بررسی نیرینگ و همکاران (۴۰) بیان نمودند که نسبت‌های پایین کربن به نیتروژن در زیر تاج‌پوشش گونه‌های افرا باعث تجمع کرم‌های خاکی در لایه سطحی خاک شده است. همچنین، اسپارز (۴۷) نیز کم‌بودن میزان زیتوده کرم‌های خاکی در بین گونه‌های لاریکس و کاج را بالا بودن نسبت کربن به نیتروژن و نرخ لیگنین بیان نمودند. بر اساس نتایج بررسی حاضر، کاربری‌های مرتع و جنگل مخروطه با بیشترین مقادیر نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ، کمترین تراکم و زیتوده گروه‌های اکولوژیک کرم‌های خاکی را به خود اختصاص داده است. درحالی‌که جنگل طبیعی با دارا بودن کمترین مقادیر کربن به نیتروژن لاشبرگ، شرایط مطلوبی را برای فعالیت انواع کرم خاکی فراهم آورده است (شکل ۲). در همین راستا، مصلحی و نظری (۳۷) دریافتند که تعداد کل کرم‌های خاکی در اراضی جنگلی پهن‌برگ بیش‌تر از اراضی جنگلی سوزنی‌برگ می‌باشد. کرم‌های خاکی در جنگل‌های سوزنی‌برگ به دلیل اسیدی بودن خاک شمار اندکی دارند. در واقع، ثابت شده است که نحوه توزیع و زیتوده کرم‌های خاکی تحت تأثیر نوع پوشش‌های گیاهی مختلف (به دلیل اختلاف در کیفیت لاشبرگ) و مشخصه‌های خاک (به دلیل تفاوت در رطوبت، pH و عناصر غذایی در دسترس) قرار می‌گیرد (۳۰). همچنین حیدری و همکاران (۲۲) در مطالعه خود اذعان داشتند که تجمع کرم‌های خاکی رابطه مثبت و نزدیک‌تری با محتوی رس خاک دارد، به‌طوری‌که زیاد بودن مقدار رس از طریق جلوگیری از هدررفت رطوبت خاک باعث افزایش جمعیت و فعالیت کرم‌های خاکی در خاک تحتانی رویشگاه جنگل طبیعی شده است. بیش‌ترین میزان تراکم و زیتوده کرم‌های خاکی در پوشش جنگل طبیعی ثبت شد (شکل ۱-الف و ب).

در پژوهش حاضر جمعیت نماتدهای خاک به‌طور قابل‌توجهی در میان پوشش‌های اراضی مورد مطالعه متفاوت بوده است (شکل ۱-ج). جمعیت نماتدهای خاکزی در پوشش جنگل طبیعی دارای بیش‌ترین مقدار بوده که ممکن است به دلیل بالا بودن میزان نیتروژن خاک، افزایش pH (۵۰) و عناصر غذایی بیش‌تر (۴۴) باشد. کیفیت منابع فاکتور تأثیرگذار بر فراوانی میکروارگانیسم‌های خاک است (۱۱). در همین راستا، می‌توان بیان نمود که تعداد کمتر نماتدها در خاک پوشش مرتعی احتمالاً به دلیل فقر غذایی می‌باشد. در پژوهش نحر و همکاران (۳۹) به نقش مثبت pH خاک بر فعالیت نماتدهای خاکزی تأکید شده است. در همین راستا می‌توان بیان داشت که جمعیت بیش‌تر نماتدها در جنگل طبیعی به دلیل بالا بودن میزان pH خاک

میکروبی در کاربری جنگل، تجمع کربن و نیتروژن آلی در سطح خاک و نامحدود بودن این دو عنصر است، که با نتایج فرناندز و همکاران (۱۶) همخوانی دارد.

مقدار نیتروژن معدنی قابل دسترس (معمولاً به صورت آمونیوم و نترات) موجود در خاک، عمدتاً به اختلاف بین سرعت آلی شدن و سرعت معدنی شدن بستگی دارد. مراحل معدنی شدن نیتروژن، ورود نیتروژن به چرخه از طریق ساقاب، ریزش شاخ و برگ جوان، جوانه‌ها، بذرها و ریشه‌ها و در مرحله بعد تجزیه مکانیکی بقایای گیاهی توسط ریزه‌خواران و سپس تجزیه شیمیایی مواد آلی توسط میکروب‌ها (باکتری و قارچ) و تشکیل آمونیوم و در نهایت تبدیل آمونیوم به نیتريت تحت تأثیر باکتری نیتروژموناس و نیتريت به نترات تحت تأثیر نیتروباکتر می‌باشد (۲۸). یانگ و همکاران (۵۶) و لی و همکاران (۳۱) اشاره داشتند که میزان نترات و آمونیوم خاک به نوع پوشش گیاهی مرتبط می‌باشند. غلظت بیشتر نترات در خاک جنگل طبیعی و جنگل کاری‌ها به دلیل حضور گونه‌هایی می‌باشد که دارای لاشبرگ‌هایی با نسبت کربن به نیتروژن پایین، pH و کلسیم بالا می‌باشد. تبدیل پوشش‌های طبیعی پهن‌برگ به جنگل کاری سوزنی‌برگ و مرتع باعث کاهش فرایندهای بیوشیمیایی آمونیوم می‌شود (۵۵). نرخ معدنی شدن نیتروژن به شدت تحت تأثیر مدیریت منطقه و تاج پوشش جنگلی قرار می‌گیرد، به طوری که در زیر توده‌های پهن‌برگ بیشتر سوزنی‌برگ بوده و به احتمال زیاد این به دلیل نیتروژن بیشتر لاشبرگ، نسبت کوچک‌تر کربن به نیتروژن و سرعت بیشتر تجزیه مواد آلی در توده‌های پهن‌برگ نسبت به سوزنی‌برگان است (۲۷). اغلب افزایش pH باعث افزایش میزان معدنی شدن نیتروژن می‌شود (۱۸) که با نتایج پژوهش حاضر همخوانی دارد (شکل ۲).

نتیجه‌گیری

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که رویشگاه‌های مختلف در این مطالعه شامل رویشگاه جنگل طبیعی، جنگل کاری سوزنی‌برگ، رویشگاه تخریب‌شده و عرصه مرتعی اثرات متفاوتی بر شاخص‌های اکولوژیکی لایه آلی و معدنی خاک داشته است. به طور کلی نتایج این تحقیق نشان داد که مشخصه‌های اکولوژیکی لایه آلی و معدنی خاک تحت رویشگاه جنگلی از وضعیت بهتری برخوردار بوده، درحالی‌که تخریب جنگل و تغییر پوشش اراضی با افت شاخص‌های کیفیت مواد آلی (درصد کربن، نیتروژن و نسبت کربن به نیتروژن) و خاک (جرم مخصوص ظاهری، بافت خاک، واکنش خاک، درصد کربن، نیتروژن، نسبت کربن به نیتروژن، غلظت فسفر، کلسیم، پتاسیم و منیزیم قابل جذب) باعث کاهش فعالیت‌های زیستی (تعداد و زی توده کرم خاکی، جمعیت نماتدهای خاکزی و مشخصه‌های میکروبی) خاک می‌شود.

می‌باشد. همچنین، میزان پایین کربن و مقادیر بالای نیتروژن خاک (۲۸) فعالیت این موجودات خاکزی را در جنگل طبیعی تقویت نموده است.

پارامترهای بسیاری می‌توانند بر فعالیت‌های میکروبی خاک اثرگذار باشند، به طوری که نتایج بسیاری از پژوهش‌ها بیانگر آن است که سرعت بالای تجزیه، افزایش مقدار نیتروژن خاک و کاهش نسبت کربن به نیتروژن خاک، سبب افزایش فعالیت میکروبی (تنفس پایه و برانگیخته) می‌شوند (۴۲). مشخصه نیتروژن خاک می‌تواند به عنوان کنترل‌کننده میزان تنفس میکروبی در اکوسیستم‌های مختلف لحاظ شود (۵۴). در پژوهش حاضر نیز بیشترین مقدار نیتروژن خاک (جدول ۱) در پوشش جنگلی طبیعی مشاهده شد که دارای بیش‌ترین میزان تنفس میکروبی (شکل ۱-ز) نیز بوده است. به علاوه مطابق با نتایج تاردی و همکاران (۵۱) کاهش حاصلخیزی خاک، به دلیل محدود شدن منابع غذایی در دسترس جمعیت میکروبی خاک، می‌تواند تأثیر منفی روی مقادیر تنفس پایه و تنفس برانگیخته (به عنوان شاخصی از میزان فعالیت میکروبی خاک) داشته باشد که در نتایج این پژوهش نیز مشاهده شد (شکل ۲). نتایج بررسی ناهیدیان و نوربخش (۴۱) نیز نشان داد که با تخریب جنگل، تنفس میکروبی خاک به طور معنی‌دار کاهش می‌یابد که نتایج تحقیق حاضر را تأیید می‌کند (شکل ۱-ز). تغییر نوع پوشش اراضی می‌تواند از طریق تغییر در نسبت اجزای تشکیل‌دهنده بافت خاک بر مقادیر تنفس میکروبی اثرگذار باشد. به عبارت دیگر، اجزای تشکیل‌دهنده بافت خاک بر فضا‌های بین ذرات خاک و همچنین انتشار دی اکسید کربن اثرگذار است (۲). وقتی که ذرات رس غالب باشد، تخلخل‌ها بزرگ‌تر هستند و همین موضوع سبب انتشار بیشتر گاز دی اکسید کربن ناشی از تنفس میکروبی خاک می‌شود (۳۱). بر مبنای پژوهش حاضر نیز بیشترین درصد رس به پوشش جنگلی اختصاص داشته و دارای ارتباط نزدیکی با میزان تنفس میکروبی بوده است (شکل ۲). لیو و همکاران (۳۳) اشاره داشته‌اند که رویشگاه‌های جنگلی می‌توانند به واسطه افزایش کمیت لاشبرگ، زیتوده میکروبی خاک را بهبود بخشند. به طور کلی رابطه نزدیکی بین حاصلخیزی خاک و نیتروژن زیتوده میکروبی گزارش شده است، به طوری که غلظت بالای مواد غذایی و مواد آلی خاک (به عنوان منبع انرژی) می‌تواند دلیل افزایش سطح مقادیر زیتوده میکروبی خاک باشد (۳ و ۲۳). نتایج پژوهش حاضر نیز مؤید آن است که تخریب جنگل سبب کاهش غلظت مواد غذایی و در نتیجه کاهش مقدار نیتروژن زی توده میکروبی شده است (شکل ۲). در این زمینه نوربخش و همکاران (۴۱) گزارش کردند که مقدار نیتروژن زی توده میکروبی به نیتروژن آلی خاک وابسته است و با توجه به اینکه نیتروژن آلی خاک از نیتروژن کل خاک گرفته می‌شود، ارتباط معنی‌داری بین نیتروژن کل خاک و کربن آلی وجود دارد. بنابراین علت افزایش نیتروژن زیتوده

- 1- Ali Asgharzade N. 1389. Laboratory Methods in Soil Biology, Tabriz University Publications. (In Persian with English abstract)
- 2- Álvaro-Fuentes J., López M.V., Cantero-Martínez C., and Arrúe J.L. 2008. Tillage effects on soil organic carbon fractions in Mediterranean dryland agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 72(2): 541-547.
- 3- Aponte C., García L.V., and Maraño T. 2013. Tree species effects on nutrient cycling and soil biota: a feedback mechanism favoring species coexistence. *Forest Ecology and Management* 309(1): 36-46.
- 4- Asadian M., Hojjati S.M., Pormajidian M.R., and Fallah a. 1392. The effect of different types of land use on soil quality in Sari alandan forest. *Natural Geography Research* 45(3): 65-76. (In Persian with English abstract)
- 5- Bayranvand M., and Kooch Y. 2016. Effect of broadleaved tree species on the abundance and diversity of earthworms in the lowland forest ecosystem. *Journal of Soil Biology* 4(1): 15-26. (In Persian with English abstract)
- 6- Beheshti Al Agha A., Raiesi F., and Golchin A. 1390. The effect of land use change from pasture to arable land on soil microbiological and biochemical indices in Kangavar, Dehno and Soltanieh. *Journal of Water and Soil* 25(3): 548-562. (In Persian with English abstract)
- 7- Berg B., and McClaugherty C. 2008. Decomposition, humus formation, carbon sequestration. Plant litter. 2nd ed. Berlin Heidelberg: Springer.
- 8- Binkley D., and Fisher R. 2012. Ecology and Management of Forest Soils. John Wiley and Sons. 368p.
- 9- Brown L.R. 2002. World's rangelands deteriorating under mounting pressure. *Earth Policy* 6(2): 599-622.
- 10- Burger J. A., 2004. Soil and its Relationship to Forest Productivity and Health, In: Encyclopedia of forest sciences, eds. Burley, J., Evans, J., Youngquist, J.A., Oxford, UK: Elsevier, pp: 1189-1195.
- 11- Chen H., Li B., Fang C., Chen J., and Wu J. 2007. Exotic plant influences soil nematode communities through litter input. *Soil Biology and Biochemistry* 39(7): 1782-1793.
- 12- Cusack D.F., Silver W.L., Torn M.S., Burton S.D., and Firestone M.K. 2011. Changes in microbial community characteristics and soil organic matter with nitrogen additions in two tropical forests. *Ecology* 92(3): 621-632.
- 13- Fallahchai M.M., Salehi A., and Mard Alizade Gh. 2016. Natural Regeneration of (*Populus caspica* Bornm.) and its relationship with soil physical and chemical properties (Case Study: Safrabaste Region in East of Guilan province) 29(1): 118-129. (In Persian with English abstract)
- 14- Faryabi N., Mesdaghi M., and Baghery R. 2011. A Comparison of Species Diversity and Richness at Three Levels of Rangeland Utilization and Neighboring Areas. *Pasture* 8(3): 171-180. (In Persian with English abstract)
- 15- Fernandez, I.J., Rustad, L.E., Norton, S.A., Kahl, J.S. and Cosby, B.J., 2003. Experimental acidification causes soil base-cation depletion at the Bear Brook Watershed in Maine. *Soil Science Society of America Journal* 67(6): 1909-1919.
- 16- Finzi, A.C., Canham, C.D. and Van Breemen, N., 1998. Canopy tree-soil interactions within temperate forests: species effects on pH and cations. *Ecological Applications* 8(2): 447-454.
- 17- Frouz, J., Liveckova, M., Albrechtova, J., Chronakova, A., Cajthaml, T., Pizl, V. and Cepakova, S. 2013. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *Forest Ecology and Management* 309(4): 87-95.
- 18- Ghasemi Aghbash F., Jalali Gh.A., Hosseini V., Hosseini S.M., and Berg B. 2015. Study of the relationship of nutrients dynamics and chemical composition of litter with decomposition rate in late decomposition stages 27(4): 715-727. (In Persian with English abstract)
- 19- Ghazan Shahi J. 2006. Soil and Plant Analysis, Homa Publications, 272 pp.
- 20- Golchin A., and Asgari H. 2008. Land use effects on soil quality indicators in north-eastern Iran. *Soil Research* 46(1): 27-36.
- 21- Haj abbasi M.A., Jalalian A., Khajeddin J., and Karimzade. 2002. A Study of the Impact of Rangelands on Organizational Lands on the Decision of Physical Properties, Punishment, and Possibility of Legal Rescue of Soil in Borujen. *Isfahan Agricultural Science and Technology* 6(1): 149-161. (In Persian with English abstract)
- 22- Heydari M., Poorbabaie H., Bazgir M., Salehi A., and Eshaghirad J. 2014. Earthworms as indicators for different forest management types and human disturbance in Ilam oak forest, Iran, *Folia Forestalia Polonica* 56(3): 121-134.
- 23- Hoffmann W.A., Lucatelli V.M.P.C., Silva F.J., Azevedo I.N.C., Marinho M. da S., Albubquerque A.M.S., Lopes A.de.O., and Moreira S.P. 2004. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Divers. Distrib* 10(2): 99-103.
- 24- Jafari haghghi M. 1382. Soil Analysis Methods (Sampling and Important Physical and Chemical Analysis), Zahi Neda Publications.
- 25- Jia B., Zhou G., Wang F., Wang Y., and Weng E. 2007. Effects of grazing on soil respiration of *leymus chinensis* steppe. *Climatic Change* 82(2): 211-223.
- 26- Kabodi Sh., Shahbazi F., Ali Asgharzade N., Najafi N., and Davatgar N. 2017. Impact of Land Use on Soil

- Microbial Population and their Spatial Variability in Mirabad Lands. Naghde. Journal of Water and Soil (Agricultural Science and Technology) 31(6): 1610-1602. (In Persian with English abstract)
- 27- Kooch Y., and Bayranvand M. 2017. Variability analysis of litter quality, mineral nitrogen, soil respiration and microbial biomass under afforested tree stands. Forest and Wood Products, Iranian Journal of Natural Resources 70(3): 451-460. (In Persian with English abstract)
- 28- Kooch Y., and Hosseini S.M. 2015. Forest Soil Ecology (Concepts and Algorithms). University Jihad Publications, Mazandaran Branch.
- 29- Kooch Y., Hosseini S.M., Zacccone C., Jalilvand H., and Hojjati S.M., 2012. Soil organic carbon sequestration as affected by afforestation: The Darab Kola forest (North of Iran) case study. Journal of Environmental Monitoring, 14(3): 2438-2446.
- 30- Kooch Y., Samadzade B., and Hosseini S.M. 2017a. The effects of broad-leaved tree species on litter quality and soil properties in a plain forest stand. Catena 150(1-3): 223-229.
- 31- Lacasta C., Benítez N., Maire M., and Meco R. 2006. Efecto de la textura del suelo sobre diferentes parámetros bioquímicos. VII Congreso SEAE: Agricultura y Alimentación Ecológica 11(3): 110-115.
- 32- Li M., Zhou X., Zhang Q., and Cheng X. 2014. Consequences of Afforestation for Soil Nitrogen Dynamics in Central China. Agriculture, Ecosystems and Environment 183(4): 40-46.
- 33- Liao C., Luo Y., Fang C., Chen J., and Li B. 2012. The effects of plantation practice on soil properties based on the comparison between natural and planted forests: a meta-analysis. Global Ecology and Biogeography, 21(3): 318-327.
- 34- Marvie Mohajer M.R. 2013. Silviculture. University of Tehran Publications.
- 35- Memarian F., Tabari M., Hosseini S.M., and Banej Shafie A. 2007. Comparison of biodiversity of mixed needle mass with broadleaf mixed mass in Kelardasht area. Environmental Studies 33(1): 103-108. (In Persian with English abstract)
- 36- Meyfroidt P., Puong V.T., and Anh H.V. 2013. Trajectories of deforestation, coffee expansion and displacement of shifting cultivation in the Central highlands of Vietnam. Global Environmental Change 23(2): 1187-1198.
- 37- Moslehi M., Nazari J. 2012. Interactions between earthworms and trees and their effects on forest soils. Human and Environmental Quarterly 20(1): 108-113. (In Persian with English abstract)
- 38- Neatrou M.A., Jones R.H., and Golladay S.W. 2005. Correlations between soil nutrient availability and fine-root biomass at two spatial scales in forested wetlands with contrasting hydrological regims. Canadian Journal of Forest Research 35(12): 2934-2941.
- 39- Neher D.A., Wu J., Barbercheck M.E., and Anas O. 2005. Ecosystem type affects interpretation of soil nematode community measures. Applied Soil Ecology 30(1): 47-64.
- 40- Neirynck j., Mirtcheva S., Sioen G., and Lust N. 2000. Impact of *Tilia platyphyllos* Scop. *Fraxinus excelsior* L., *Acer pseudoplatanus* L., *Quercus robur* L., *Quercus robur* L and *Fagus sylvatica* L. On earthworm biomass and physico-chemical properties of Loamy topsoil. Forest Ecology and Management 133(3): 275-286.
- 41- Noorbakhsh F., Vergnolle N., Hollenberg M.D., and Power C. 2003. Proteinase-activated receptors in the nervous system. Nature Reviews Neuroscience 4(12): 981.
- 42- Osono T., Azuma J.I., and Hirose D. 2014. Plant species effect on the decomposition and chemical changes of leaf litter in grassland and pine and oak forest soils. Plant and Soil 376(1-2): 411-421.
- 43- Plante J. 2007. Multi-stage memory buffer and automatic transfers in vehicle event recording systems. United States Patent Application 11/297,669, filed June 14.
- 44- Salamon J.A., Schaefer M., Alphei J., Schmid B., and Scheu S. 2004. Effects of Plant Diversity on Collembola in an Experimental Grassland Ecosystem. Oikos 106(1): 51-60.
- 45- Scharenbroch B.C., and Johnston D.P. 2011. A microcosm study of the common night crawler earthworm (*Lumbricus terrestris*) and physical, chemical, and biological properties of a designed urban soil. Urban Ecosystems 14(1): 119-134.
- 46- Schoenholtz S.H., Van Miegroet H., and Burger J.A. 2000. A Review of Chemical and Physical Properties as Indicators of Forest Soil Quality: Challenges and Opportunities. Forest Ecology and Management 138(1): 335-356.
- 47- Schwarz B. 2015. Non-significant tree diversity but significant identity effects on earthworm communities in three diversity experiments. Europe. J. Soil Biol, 67(4): 17-26.
- 48- Shabanian N., Heidari M., and Zeinivandzadeh M. 2010. Effect of Coniferous and Broadleaved Species on Plant Species Diversity and Some Physical and Chemical Properties of Soil. Iranian Journal of Forest and Poplar Research 18(3): 437-446. (In Persian with English abstract)
- 49- Shahbazi K., and Besharati H. 2013. Overview of Agricultural Soil Fertility Status of Iran. Journal of Land Management 1(1): 1-15.
- 50- Sun X., Zhang X., Zhang S., Dai G., Han S., and Liang W. 2013. Soil Nematode Responses to Increases in Nitrogen Deposition and Precipitation in a Temperate Forest. Plos One 8(12): e82468.
- 51- Tardy V., Mathieu O., Lévêque J., Terrat S., Chabbi A., Lemanceau P., Ranjard L., and Maron, P.A. 2014. Stability of soil microbial structure and activity depends on microbial diversity. Environmental Reports 6(2): 173-183.

- 52- Turmel M.S., Speratti A., Baudron F., Verhulst N., and Govaerts B. 2015. Crop residue management and soil health: A systems analysis. *Agricultural Systems* 134(5): 6-16.
- 53- Wang H., Liu S., Wang J., Shi Z., Lu L., Zeng J., and Yu H. 2013. Effects of tree species mixture on soil organic carbon stocks and greenhouse gas fluxes in subtropical plantations in China, *Forest Ecology and Management*, 300(5): 4-13.
- 54- Wang Q., Xiao F., Zhang F., and Wang S. 2013. Labile soil organic carbon and microbial activity in three subtropical plantations. *Forestry* 86(5): 569-574.
- 55- Wang W.J., and Dalal R.C. 2006. Carbon inventory for a cereal cropping system under contrasting tillage. Nitrogen fertilization and stubble management practices. *Soil and Tillage Research* 91(1): 68-74.
- 56- Yang K., Zhu J., Zhang, M., Yan Q., and Sun O.J. 2010. Soil microbial biomass carbon and nitrogen in forest ecosystems of Northeast China: a comparison between natural secondary forest and larch plantation. *Journal of Plant Ecology* 3(3): 175-182.
- 57- Zhang X., Guan P., Wang Y., Li Q., Zhang S., Zhang Z., Bezemer T.M., and Liang W., 2015b. Community composition, diversity and metabolic footprints of soil nematodes in differently aged temperate forests. *Soil Biology and Biochemistry* 80(1): 118-126.
- 58- Zhao Zh., Wei X., Wang X., Ma T., Huang L., Gao H., Fan J., Li X., and Jia X. 2019. Concentration and mineralization of organic carbon in forest soils along a climatic gradient. *Forest Ecology and Management* 432(5): 246-255.

The Effect of Deforestation and Vegetation Cover Change on the Ecological Indices of Soil Organic and Mineral Layers

Y. Kooch^{1*} - M. Azizi Mehr²

Received: 17-02-2020

Accepted: 02-11-2020

Introduction: Degradation of forest habitats and alteration of soil vegetation are efficient factors affecting the variability of ecological indices of organic and mineral layers of soils. In Iran, degradation of forest habitats and changes in habitat type, especially over the last century, affected soil quality, plant biomass production and environmental sustainability. Hence, in this study, the effect of different forest and rangeland vegetation types on the ecological parameters of soil organic and mineral layer has been investigated.

Materials and Methods: To study and evaluate the effects of forest degradation and site change on soil organic and mineral ecological indices, four types of vegetation were selected in Gorgpas areas, southwest of Chalus city, Mazandaran Province. The land cover is as follows in the study area:

- (1) Less-degraded forest dominated by *Carpinus betulus* L.- *Parrotia persica* C. A. May
- (2) Fourty year's old plantation of *Pinea abies* (L.) Karst - *Pinus nigra* Arnold
- (3) Deforested areas including *Carpinus betulus* L. - *Parrotia persica* C. A. May
- (4) Exclosure rangeland dominated by *Coronilla varia* L.

Physiographically similar land covers, were selected during a field research in the studied areas. Eight litter and soil samples (0-15 cm in depth and 30 cm × 30 cm in depth) were collected from each area in summer. In order to reduce the boundary effects, sampling was performed in the center of each land cover. The collected samples of organic layer (litter) and soil mineral transferred to the laboratory for analysis. The collected data was stored as a database in Excel. Then, to analyze and compare the data, the normality distribution of observations was evaluated by Kolmogorov-Smirnov test and variance homogeneity by Levene test. Analysis of variance used to investigate the significant/non-significant differences of different soil organic and inorganic layer characteristics in relation to the studied areas. Duncan test used for multiple mean comparisons. All statistical analyzes were performed by SPSS software version 23. Principal component analysis (PCA) was employed to study the relationship between soil organic matter and soil mineral quality in the studied land cover.

Results and Discussion: According to the results, in the soil organic layer the highest carbon/nitrogen ratio (%) assigned to the rangeland, while the nitrogen (%) content was highest in the natural forest. The highest amount of carbon and organic layer thickness were also observed in rangeland and degraded forest cover, respectively. In the mineral soil layer, the highest value of sand (%), moisture (%), carbon (%) and carbon to nitrogen ratios (%) belonged to the rangeland cover, while the highest amount of clay v (%), pH (1:2.5 H₂O), electrical conductivity (ds m⁻¹), nitrogen (%), phosphorus (%), potassium (mg kg⁻¹), calcium (mg kg⁻¹) and magnesium (mg kg⁻¹) were observed in the forest cover. The highest number and biomass of earthworms (n m⁻²), nematode population (In 100-gram soil), nitrogen mineralization (mg kg⁻¹), ammonium (mg kg⁻¹), nitrate (mg kg⁻¹), basal respiration (mg CO₂ g⁻¹ day⁻¹), substrate induced respiration (mg CO₂ g⁻¹ day⁻¹), microbial nitrogen biomass (mg kg⁻¹) and metabolic coefficient (μg CO₂-C mg⁻¹ MBC day⁻¹) observed in forest cover. There was no significant difference between the studied vegetations for bulk density (g cm⁻³) characteristics, silt (%), microbial biomass of carbon (mg kg⁻¹) and microbial coefficient (μg CO₂-C mg⁻¹ MBC day⁻¹). Higher nitrate density in natural forest and under cultivated soils are due to the presence of litter species with low carbon/nitrogen ratio, high pH and calcium. Conversion of natural broadleaf covers to needle leaf plantation and rangeland reduces the biochemical processes of ammonium. Nitrogen mineralization rates are strongly influenced by area management and forest canopy cover, so that under the broadleaf stands, this rate was more than the needle leaf stands. This probably was due to the greater nitrogen of litter, the lower carbon to nitrogen ratio and the faster rate of decomposition of organic matter in broadleaves. Most of the time the increase in pH increases the rate of

1- Assistant Professor, Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University (TMU), Noor, Mazandaran Province, Iran

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

2- M.Sc. of Forestry, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University (TMU), Noor, Mazandaran Province, Iran

mineralization of nitrogen.

Conclusion: The present study indicated that forest habitat had the highest number and biomass of earthworms, soil nematode population, ammonium, nitrate, metabolic coefficient, basal and substrate induced respiration, carbon availability index, microbial biomass and nitrogen mineralization, while, there was no significant difference between the studied forests and rangelands in carbon microbial biomass and microbial coefficient. In general, the results of this study showed that the physicochemical and biological characteristics of soil organic matter in the forest habitats were better than other studied vegetations and the forest degradation and land-use changes reduced soil fertility and microbial indices.

Keywords: Broad-leaved forest, Exclosure rangeland, Needle-leaved plantation, Nitrogen biomass microbial, Microbial activities

ضمایم

Tests of Normality

		Kolmogorov-Smirnov ^a		
		Statistic	df	Sig.
Clitt	Less degraded	.174	8	.967
	Picea-Pinus	.154	8	.721
	Deforested	.177	8	.318
	Rangeland	.236	8	.467
NIitt	Less degraded	.162	8	.513
	Picea-Pinus	.222	8	.213
	Deforested	.153	8	.811
	Rangeland	.147	8	.731
CNIitt	Less degraded	.201	8	.623
	Picea-Pinus	.205	8	.381
	Deforested	.276	8	.073
	Rangeland	.196	8	.324
Thick	Less degraded	.222	8	.318
	Picea-Pinus	.131	8	.832
	Deforested	.198	8	.198
	Rangeland	.241	8	.192
BD	Less degraded	.151	8	.563
	Picea-Pinus	.294	8	.059
	Deforested	.226	8	.231
	Rangeland	.250	8	.150
Sand	Less degraded	.209	8	.731
	Picea-Pinus	.208	8	.421
	Deforested	.213	8	.327
	Rangeland	.191	8	.616
Silt	Less degraded	.214	8	.754
	Picea-Pinus	.153	8	.623
	Deforested	.219	8	.634
	Rangeland	.249	8	.153
Clay	Less degraded	.156	8	.729
	Picea-Pinus	.198	8	.428
	Deforested	.197	8	.371
	Rangeland	.240	8	.197
Moisture	Less degraded	.161	8	.390
	Picea-Pinus	.258	8	.126
	Deforested	.244	8	.179
	Rangeland	.406	8	.298
pH	Less degraded	.152	8	.833
	Picea-Pinus	.176	8	.562
	Deforested	.382	8	.238
	Rangeland	.314	8	.654
EC	Less degraded	.208	8	.512
	Picea-Pinus	.181	8	.281
	Deforested	.272	8	.354

C	Less degraded	.181	8	.287
	Picea-Pinus	.247	8	.165
	Deforested	.244	8	.176
	Rangeland	.199	8	.643
N	Less degraded	.208	8	.076
	Picea-Pinus	.323	8	.064
	Deforested	.220	8	.413
	Rangeland	.185	8	.783
CN	Less degraded	.329	8	.087
	Picea-Pinus	.188	8	.853
	Deforested	.173	8	.532
	Rangeland	.273	8	.091
P	Less degraded	.244	8	.177
	Picea-Pinus	.189	8	.542
	Deforested	.208	8	.632
	Rangeland	.205	8	.431
K	Less degraded	.220	8	.271
	Picea-Pinus	.272	8	.092
	Deforested	.222	8	.287
	Rangeland	.401	8	.560
Ca	Less degraded	.161	8	.523
	Picea-Pinus	.215	8	.612
	Deforested	.172	8	.198
	Rangeland	.171	8	.212
Mg	Less degraded	.193	8	.563
	Picea-Pinus	.239	8	.381
	Deforested	.177	8	.298
	Rangeland	.187	8	.563
Nearth	Less degraded	.250	8	.150
	Picea-Pinus	.455	8	.641
	Deforested	.391	8	.423
	Rangeland	.300	8	.093
Bearth	Less degraded	.191	8	.673
	Picea-Pinus	.453	8	.564
	Deforested	.378	8	.564
	Rangeland	.365	8	.189
Nematode	Less degraded	.260	8	.119
	Picea-Pinus	.192	8	.287
	Deforested	.212	8	.312
	Rangeland	.240	8	.194

Nmin	Less degraded	.158	8	.543
	Picea-Pinus	.204	8	.218
	Deforested	.223	8	.387
	Rangeland	.261	8	.117
Ammonium	Less degraded	.283	8	.098
	Picea-Pinus	.169	8	.156
	Deforested	.219	8	.287
	Rangeland	.203	8	.145
Nitrate	Less degraded	.213	8	.561
	Picea-Pinus	.178	8	.241
	Deforested	.334	8	.187
	Rangeland	.252	8	.144
BR	Less degraded	.248	8	.158
	Picea-Pinus	.145	8	.312
	Deforested	.270	8	.088
	Rangeland	.159	8	.131
SIR	Less degraded	.243	8	.181
	Picea-Pinus	.183	8	.198
	Deforested	.122	8	.267
	Rangeland	.224	8	.981
MBC	Less degraded	.162	8	.543
	Picea-Pinus	.240	8	.198
	Deforested	.162	8	.982
	Rangeland	.261	8	.116
MBN	Less degraded	.253	8	.142
	Picea-Pinus	.150	8	.265
	Deforested	.300	8	.312
	Rangeland	.289	8	.872
qCO2	Less degraded	.204	8	.156
	Picea-Pinus	.168	8	.327
	Deforested	.313	8	.123
	Rangeland	.146	8	.167
MR	Less degraded	.212	8	.983
	Picea-Pinus	.266	8	.101
	Deforested	.322	8	.562
	Rangeland	.160	8	.276
CAI	Less degraded	.157	8	.198
	Picea-Pinus	.223	8	.452
	Deforested	.247	8	.162
	Rangeland	.154	8	.198

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Clitt	2.970	3	28	.192
Nlitt	3.025	3	28	.281
CNlitt	1.445	3	28	.251
Thick	1.767	3	28	.176
BD	4.933	3	28	.873
Sand	6.036	3	28	.167
Silt	.698	3	28	.561
Clay	.634	3	28	.762
Moisture	5.290	3	28	.198
pH	13.441	3	28	.564
EC	2.547	3	28	.076
C	.724	3	28	.546
N	1.138	3	28	.351
CN	8.841	3	28	.453
P	3.073	3	28	.187
K	1.581	3	28	.216
Ca	3.326	3	28	.256
Mg	.771	3	28	.520
Nearth	5.078	3	28	.843
Bearth	5.650	3	28	.453
Nematode	6.407	3	28	.432
Nmin	.631	3	28	.601
Ammonium	3.478	3	28	.342
Nitrate	2.693	3	28	.387
BR	1.513	3	28	.233
SIR	.279	3	28	.840
MBC	1.720	3	28	.186
MBN	1.232	3	28	.316
qCO2	1.759	3	28	.178
MR	.603	3	28	.619
CAI	1.900	3	28	.153

مقاله پژوهشی

تأثیر شوری آب آبیاری بر میزان رشد و زنده‌مانی کرم خاکی (*E. fetida*)

قاسم رحیمی^{۱*} - فاطمه کریمی^۲

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۴/۰۳

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۲۹

چکیده

به منظور بررسی تأثیر شوری آب آبیاری بر میزان رشد و زنده‌مانی کرم خاکی گونه *Eisenia fetida*، آزمایشی در قالب طرح کاملاً تصادفی در ۳ تکرار در آزمایشگاه شیمی علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا همدان اجرا شد. انواع مختلف آب بکار برده شده در این پژوهش شامل: آب مقطر و آب‌های شور تهیه شده با نمک NaCl با هدایت الکتریکی (EC) ۴،۲، ۶ و ۸ دسی‌زیمنس بر متر بود. آزمایش در ظروف پلاستیکی با بستر کود دامی که در یک محفظه اقلیمی با ۱۶ ساعت نور و ۸ ساعت تاریکی در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد بمدت ۴۲ روز نگه داری شدند انجام شد. درصد زنده ماندن و تغییر وزن کرم‌های خاکی در طی ۳ و ۱۵، ۲۱، ۳۳، ۳۹، ۴۲ روز بعد از قرار دادن کرم‌های خاکی در ظروف پلاستیکی تعیین شد. نتایج تجزیه واریانس نشان داد که سطوح مختلف شوری با گذشت زمان بر درصد زنده ماندن و تغییر وزن کرم‌های خاکی، تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد داشته است. با افزایش میزان شوری، درصد زنده ماندن کرم‌های خاکی کاهش یافت، بطوری که بیشترین کاهش در طی ۴۲ روز در تیمار EC8 (آبیاری با آبی با EC ۸ دسی‌زیمنس بر متر) به میزان ۸/۳۲ درصد مشاهده شد. همچنین، با گذشت زمان تغییرات وزن کرم‌های خاکی با افزایش شوری آب آبیاری بیشتر مشهود بود، بطوری که کاربرد آب با EC ۸ دسی‌زیمنس بر متر در طی ۱۵ روز موجب کاهش وزن کرم‌های خاکی به میزان ۱۲/۷۳ درصد گردید درحالی‌که همین میزان شوری در پایان ۴۲ روز، موجب کاهش وزن کرم‌های خاکی به میزان ۶۷/۶۷ درصد شده است. میزان LC50 برای مرگ و میر بعد از ۲۷ و ۴۲ روز به ترتیب ۷/۵ و ۴/۳۱ دسی‌زیمنس بر متر و میزان EC50 برای رشد به ترتیب ۷/۹۴ و ۶/۸۲ دسی‌زیمنس بر متر بدست آمد.

واژه‌های کلیدی: درصد زنده ماندن، کرم‌خاکی، هدایت الکتریکی

مقدمه

جهان یا شور شدند یا پتانسیل شوری را در آینده خواهند داشت (۱۷). از طرفی به دلیل کمبود مواد آلی در اراضی خشک و نیمه خشک استفاده از کودهای آلی نظیر کود دامی به عنوان منبع غنی از مواد آلی گسترش یافته است (۲۸). نتایج تحقیقات نشان داده است که کاربرد کود دامی طی فرایند تجزیه منجر به افزایش نمک‌های محلول و در نتیجه افزایش شوری خاک می‌شود. تأثیر کود دامی بر وضعیت شوری خاک بستگی به ترکیبات تشکیل دهنده آن، میزان کاربرد کود، رژیم آبیاری، زهکشی و نوع خاک دارد (۱۳ و ۱۶).

شوری معضلی برای کشاورزی، جنگلداری، توسعه مرتع و دیگر عملیات مشابه می‌باشد. همچنین بر روی رشد و زنده ماندن میکروارگانیسم‌ها (۱۲ و ۳۱)، گیاهان و جانوران خاک تأثیر می‌گذارد. اطلاعات زیادی در مورد اثرات تنش شوری بر خواص فیزیکی و شیمیایی خاک (۱۹ و ۲۹) و گیاهان (۱۱ و ۲۳) وجود دارد ولی آگاهی از تأثیر آن بر روی موجودات زنده مفید خاک بتدریج در حال گسترش می‌باشد.

بی‌مهرگان خاک از جمله کرم‌های خاکی حساسیت‌های مختلفی

شوری خاک یک مشکل عمده در بسیاری از نقاط جهان است. شوری در این خاک‌ها در نتیجه فرایندهای طبیعی ناشی از غلظت بالای نمک در مواد مادری یا اقدامات انسانی از قبیل آبیاری با آب آلوده به نمک‌های محلول یا استفاده از نمک به عنوان عوامل یخ‌زدایی در زمستان در مناطق معتدله رخ می‌دهد (۲۲ و ۳۲). با توجه به کمبود آب در مناطق خشک و نیمه خشک، بهره‌برداری مجدد از آب‌های نامتعارف از جمله پساب فاضلاب شهری و صنعتی، اثرات زیانباری را به محیط زیست به ویژه اراضی کشاورزی که با این آب‌ها آبیاری می‌شوند وارد می‌سازد. همچنین، شوری خاک اغلب در اراضی آبیاری شده اتفاق می‌افتد بطور کلی حدود ۵۰٪ از اراضی آبیاری شده

۱ و ۲- به ترتیب دانشیار و دانش آموزخته دکتری گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان، ایران
(Email: g.rahimi@basu.ac.ir)

(*)- نویسنده مسئول:

به آلاینده‌ها دارند و به دلیل نقش آنها در تهویه و چرخه عناصر غذایی در خاک، جزء مهمی از اکوسیستم خاک محسوب می‌شوند (۲۰). بوبر و همکاران (۱) اظهار نمودند فراوانی بی‌مهرگان بزرگ خاک، از جمله کرم‌خاکی، می‌تواند به عنوان یک شاخص کیفیت خاک در اکوسیستم‌های کشاورزی مدنظر قرار گیرد، زیرا همبستگی مثبتی بین فراوانی کرم‌های خاکی و حاصلخیزی گیاهان کشت شده در این خاک وجود دارد. بر این اساس، کرم‌های خاکی بطور غیر مستقیم و از طریق تحریک فعالیت و تغییر بیوماس میکروبی، تولید آنزیم‌های خاص و سرعت بخشیدن به تجزیه مواد آلی خاک، بهبود سایر شرایط محیطی حاکم بر رشد گیاه موثر هستند (۱).

آب مهمترین عامل مورد نیاز برای زنده ماندن کرم‌های خاکی و توسعه آنها می‌باشد. مقدار و کیفیت آب تعیین کننده توسعه و رشد جمعیت کرم‌های خاکی می‌باشد که به نوبه خود بر روند تجزیه بیولوژیکی آنها تأثیرگذار است. آب آبیاری مورد استفاده در کشاورزی دارای سطوح مختلف هدایت الکتریکی می‌باشد که ممکن است تأثیر مشخصی بر کرم‌های خاکی داشته باشد (۴). بسیاری از محققین نشان دادند که شوری تأثیر قابل ملاحظه‌ای بر رشد و زنده ماندن کرم‌های خاکی می‌گذارد (۱۲، ۲۴ و ۳۱). قبور (۷) گزارش کرد که شوری بیش از حد ناشی از آبیاری، در بسیاری موارد باعث محدود شدن جمعیت کرم‌های خاکی می‌شود. با این حال نقش کرم‌های خاکی در بهبود شرایط خاک و متعاقب آن رشد گیاه به عوامل متعدد از جمله سطح شوری خاک بستگی دارد. بطوری که رشد و فعالیت کرم‌خاکی در خاک‌های شور کاهش می‌یابد و یا حتی ممکن است متوقف شود.

هارتنشتاین و همکاران (۹) ضمن بررسی منابع بیان نمودند اگر مقدار NaCl از ۰/۵ درصد وزن مرطوب تجاوز کند ممکن است برای کرم‌های خاکی موجود در لجن مضر باشد. اسکات-فورتمند و همکاران (۲۷) بیان نمودند که شوری در سطح EC مساوی ۱/۲۵ دسی‌زیمنس بر متر باعث ۵۰ درصد کاهش در رشد *E. fetida* و در EC مساوی ۱/۶۳ دسی‌زیمنس بر متر ۵۰ درصد مرگ و میر می‌شود. آنها قادر به تحمل قدرت یونی بالا نیستند و غلظت بالای نمک پوست حساس کرم‌های خاکی را تخریب می‌کند. مهمتر اینکه از بین نمک‌های رایج خاک، کلرید سدیم برای اغلب گونه‌های کرم‌های خاکی بسیار سمی است. به منظور تعیین سمیت حاد یک ماده شیمیایی برای کرم خاکی، متوسط غلظت کشندگی (LC50) و تأثیر غلظت (EC50) آن ماده شیمیایی که موجود زنده در معرض آن قرار می‌گیرد لازم است (۱۵). اووجوری و همکاران (۱۷) در بررسی تأثیر شوری بر کرم خاکی گونه *E. fetida* میزان LC50 (میزان غلظتی که در آن ۵۰ درصد کرم‌های خاکی مردند) و EC50 (غلظتی که در آن ۵۰ درصد کاهش در رشد کرم‌های خاکی مشاهده شد) برای نمک NaCl را تعیین کردند. اسچافر (۲۶) با بررسی منابع بیان می‌کند که مرگ و میر، رشد و تعداد کل پیل‌های تولید شده شاخص خوبی برای

اندازه‌گیری پاسخ *E. fetida* به افزایش سطوح نمک (کلرید سدیم) می‌باشند. تحقیقات زیادی در مورد تأثیر شوری بر رشد و فعالیت کرم خاکی در خاک (۱۷، ۱۸ و ۲۲) انجام شده است ولی تاکنون به بررسی رشد و زنده‌مانی کرم خاکی در بستر کود دامی تحت تأثیر سطوح مختلف شوری پرداخته نشده بود. مصرف بقایا و پسماندهای مختلف از جمله کود دامی می‌تواند علاوه بر حل معضل زیست محیطی، بستر مناسبی را برای پرورش کرم‌های خاکی فراهم کند. هدف از انجام این مطالعه، بررسی تأثیر شوری آب آبیاری بر میزان رشد و زنده‌مانی کرم خاکی گونه *E. fetida* در بستر کود دامی بود. دلیل انتخاب *E. fetida* در این آزمایش، کشت آسان، مقاوم بودن، میزان تولید مثل بالاتر نسبت به سایر گونه‌ها و در دسترس بودن مجموعه داده‌های نسبتاً زیاد در مقالات در مورد بیولوژی و اکولوژی این گونه می‌باشد و همچنین از نمک NaCl بدلیل اینکه نمک اصلی ایجاد کننده شوری در خاک می‌باشد استفاده شده است (۱۷ و ۲۶).

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی تأثیر شوری آب آبیاری بر درصد زنده ماندن و رشد کرم خاکی گونه *Eisenia fetida*، آزمایشی در قالب طرح کاملاً تصادفی در ۳ تکرار در آزمایشگاه شیمی علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا همدان اجرا شد. انواع مختلف آب بکار برده شده در این پژوهش شامل: آب مقطر و آب‌های شور تهیه شده با نمک NaCl با هدایت الکتریکی (EC) ۲، ۴، ۶ و ۸ دسی‌زیمنس بر متر بوده است.

آزمایش در ظروف پلاستیکی به ابعاد ۸ × ۱۳ × ۱۹ سانتی‌متر انجام شد. بستر غذایی بکار برده شده شامل ۸۰۰ گرم کود دامی بود که به هر ظرف اضافه شد و برخی از خصوصیات شیمیایی کود دامی مورد استفاده در جدول ۱ آمده است. ۱۰ عدد کرم خاکی برای هر ظرف در نظر گرفته شد. ظرف‌های آزمایش را با یک درپوش سوراخ‌دار برای محدود کردن تلفات آب ناشی از تبخیر پوشانده و بمنظور جلوگیری از خروج کرم‌خاکی، توری‌های نازک برای مسدود کردن ته ظرف‌ها مورد استفاده قرار گرفت و سپس در یک محفظه اقلیمی با ۱۶ ساعت نور و ۸ ساعت تاریکی در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد و رطوبت ۵ ± ۶۵ بمدت ۴۲ روز نگه داشته شدند. درصد زنده ماندن و تغییر وزن کرم‌های خاکی در طی ۳ و ۱۵، ۲۱، ۳۳، ۲۷، ۳۹، ۴۲ روز بعد از قرار دادن کرم‌های خاکی در ظروف پلاستیکی تعیین شد. درصد زنده ماندن کرم‌های خاکی با تحریک آنها با استفاده از یک میله نافذ مورد بررسی قرار گرفت، کرم‌هایی که پاسخ یا عکس‌العملی نشان ندادند یا در خلال نمونه‌برداری یافت نشدند مرده در نظر گرفته شدند چون بافت آنها براحتی تجزیه شده است. همچنین با تعیین وزن تک تک کرم‌هایی که در هر ظرف زنده مانده‌اند و مقایسه میانگین

درصد زنده ماندن کرم‌های خاکی نداشته است (جدول ۲). با افزایش میزان شوری، درصد زنده ماندن کرم‌های خاکی کاهش یافته، بطوری که بیشترین کاهش در طی ۴۲ روز در تیمار EC8 (آبیاری با آبی با EC ۸ دسی‌زیمنس بر متر) به میزان ۸/۳۲ درصد مشاهده شد (شکل ۱). مرگ و میر بالا ناشی از افزایش نمک طعام توسط اووچوری و همکاران (۱۷) نیز گزارش شده که نشان دادند، کل مرگ و میر در غلظت ۸۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم NaCl بستر خاک اتفاق افتاده است، درواقع شوری زیاد موجب سمیت بیش از حد و مرگ و میر کرم‌های خاکی شده است.

نتایج تحقیقات متعدد نشان می‌دهد که مرگ و میر کرم خاکی در شوری با EC متفاوت اتفاق می‌افتد. البته سطح شوری که در آن مرگ و میر کرم‌ها شروع می‌شود به نوع و گونه کرم‌خاکی، مقدار ماده آلی خاک، ویژگی‌های خاک و نیز نوع نمک بستگی دارد (۳۰). فیشر و مولنر (۵) دریافتند در کرم‌خاکی *E. fetida* مرگ و میر بطور قابل ملاحظه‌ای تحت تأثیر غلظت ۱۰۰ میلی‌مول کلرید سدیم در سوبسترای پیت و کود آلی قرار می‌گیرد و تولید پيله‌ها کاملاً متوقف می‌شود.

وزن آنها با مقدار اولیه، تغییر وزن کرم‌های خاکی محاسبه شد (۱۸). فاکتور LC50 (غلظتی که در آن ۵۰ درصد کرم‌ها مردند) و EC50 (غلظتی که در آن ۵۰ درصد کاهش در پارامتر اندازه‌گیری شده مشاهده شد) برای تغییر وزن کرم‌های خاکی در پایان ۲۷ و ۴۲ روز، با استفاده از نرم‌افزار SPSS ver. 16.0 و روش تحلیل آماری Probit Analysis تعیین شد (۶). میزان EC کود دامی بسترکشت، از طریق عصاره‌گیری نسبت ۱ به ۵ کود به آب در پایان ۴۲ روز اندازه‌گیری شد.

نتایج با استفاده از تجزیه واریانس (ANOVA) و معنی‌داری با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح ۵٪ مورد بررسی قرار گرفت. تجزیه و تحلیل داده‌ها نیز با استفاده از نرم‌افزار آماری ver. SPSS 16.0 انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که سطوح مختلف شوری با گذشت زمان بر درصد زنده ماندن کرم‌های خاکی، تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد داشته است. نتایج مقایسه میانگین نشان داد که ۳ روز بعد از شروع آزمایش، افزایش شوری تفاوت معنی‌داری بر

جدول ۱- برخی خصوصیات شیمیایی کود دامی مورد استفاده در آزمایش

Table 1-Some chemical properties of cattle manure used in the experiment

اسیدیته	هدایت الکتریکی	کربن آلی	فسفر	پتاسیم	روی	مس	منگنز	کادمیم	نیکل	سرب
pH	EC (dS m ⁻¹)	OC (%)	P (mg L ⁻¹)	K (mg L ⁻¹)	Zn (mg L ⁻¹)	Cu (mg L ⁻¹)	Mn (mg L ⁻¹)	Cd (mg L ⁻¹)	Ni (mg L ⁻¹)	Pb (mg L ⁻¹)
9.70	1.17	33	50.63	99.2	1.62	0.39	2.63	0.14	0.85	2.13

جدول ۲- تجزیه واریانس اثر تیمار شوری در زمان‌های مختلف بر درصد زنده ماندن کرم‌های خاکی

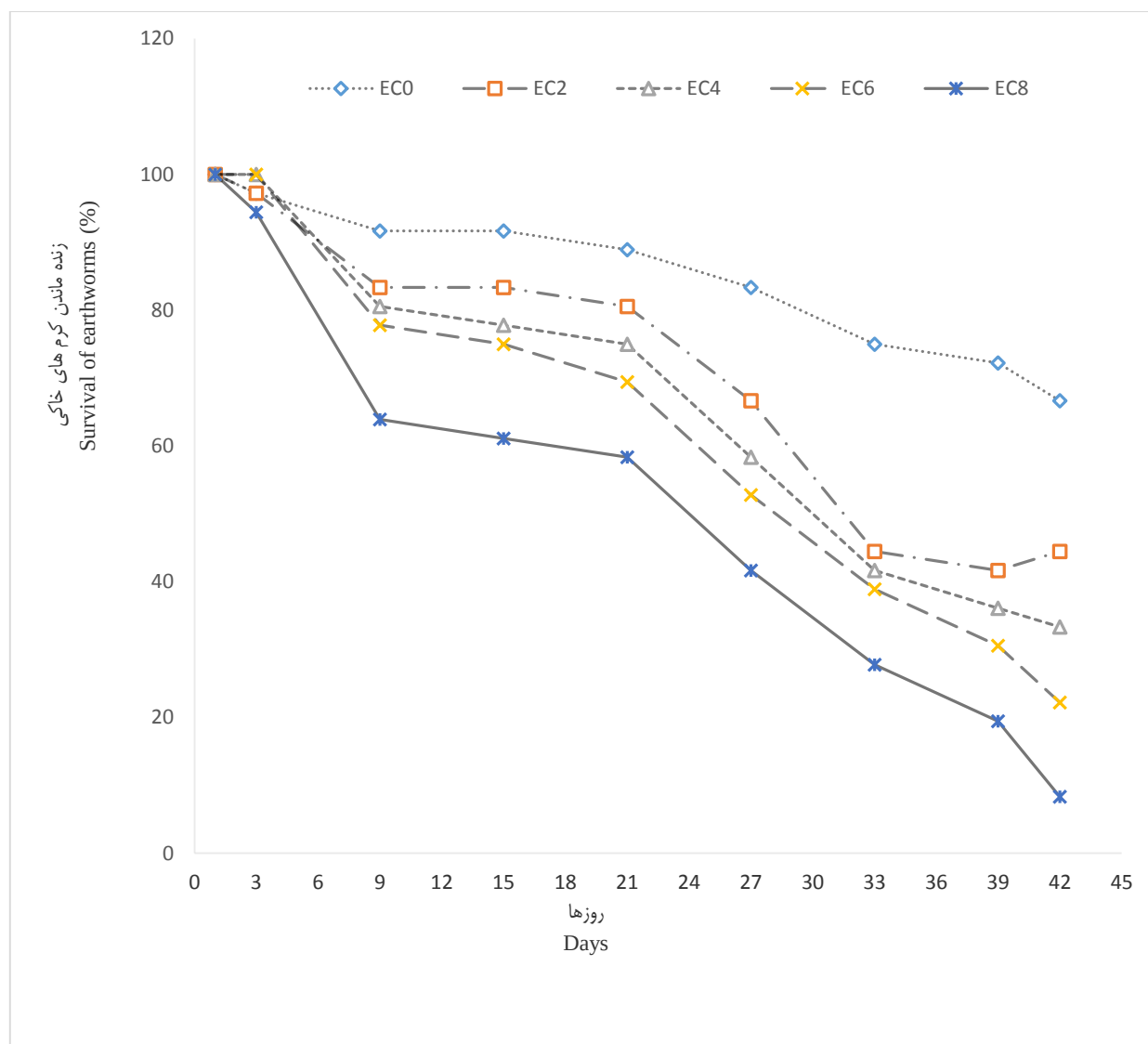
Table 2- The variance analysis of the effect of salinity treatment at different times on the % survival of earthworms

منابع تغییر Sources	درجه آزادی Df	میانگین مربعات Mean squares							
		3	9	15	21	27	33	39	42
		روزها Days							
تیمار Treatment	4	16.204 ^{ns}	224.537*	381.944*	398.148*	796.733**	932.870*	1175.926**	1476.582**
خطا Error	10	13.889	55.556	78.704	111.111	74.074	194.444	74.074	50.926
انحراف معیار Standard deviation		3.81	10.19	12.55	13.90	16.20	20.14	19.72	21.41

ns, *, ** به ترتیب غیرمعنی‌دار، معنی‌دار در سطح احتمال ۵ و معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد می‌باشد.
Ns, *, ** are significant (P<0.01), (P<0.05) and non-significant, respectively.

همکاران (۱۸) نشان داد که درصد بقا (زنده ماندن) کرم خاکی *E. fetida* و *A. caliginosa* در خاک طبیعی شور بطور قابل توجهی تحت تأثیر EC بالاتر از به ترتیب ۰/۹۲ و ۱/۳۱ دسی‌زیمنس بر متر قرار گرفت.

در بررسی اثرات شوری کرم‌های خاکی زمان نیز اهمیت دارد. بطوری که در یک دوره آزمایشی ۲۸ روزه توسط اووچوری و همکاران (۱۷) نتایج نشان داده است که مرگ و میر کرم‌های خاکی *E. fetida* در روزهای ۷ و ۱۴ مشاهده شده است. نتایج آزمایش اووچوری و



شکل ۱- میانگین درصد زنده ماندن کرم‌های خاکی تحت تأثیر تیمار شوری در زمان‌های مختلف
Figure 1- Mean % survival of earthworms under the influence of salinity treatment at different times

ذکر شده در مطالعات مختلف می‌تواند به دلیل تفاوت سنی کرم‌ها و یا شرایط آزمایش باشد. نتایج تجزیه واریانس درصد تغییر وزن کرم‌های خاکی تحت تأثیر سطوح مختلف شوری در همه زمان‌ها، تفاوت معنی‌داری را در سطح احتمال یک درصد نشان داد (جدول ۳).

همچنین، میزان LC_{50} محاسبه شده برای مرگ و میر بعد از ۲۷ و ۴۲ روز به ترتیب ۷/۵ و ۴/۳۱ دسی‌زیمنس بر متر می‌باشد (جدول ۴). برای نمک NaCl، اووچوری و همکاران (۱۷) بعنوان مثال، LC_{50} در ۲۸ روز 4536 mg kg^{-1} و میزان EC_{50} برای رشد را 4930 mg kg^{-1} محاسبه کردند. هلینگ و همکاران (۱۰) دریافتند که کرم‌های جوان به سمیت حساس‌ترند بنابراین بعضی تفاوت‌های

جدول ۳- تجزیه واریانس اثر تیمار شوری در زمان‌های مختلف بر درصد تغییر وزن کرم‌های خاکی

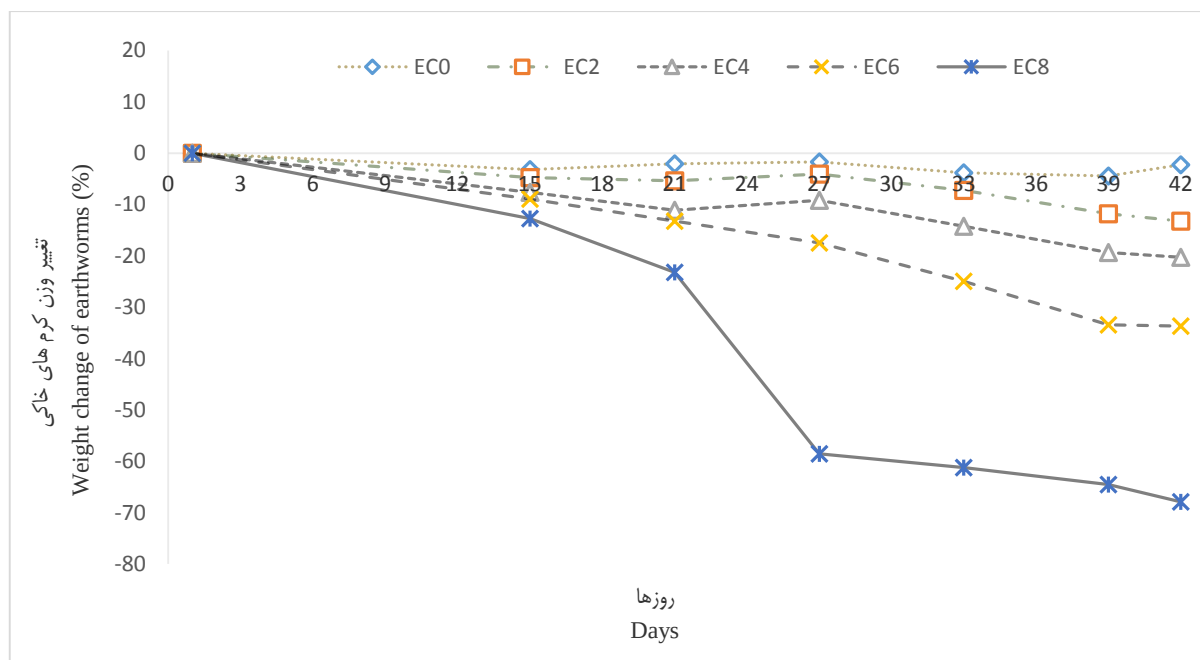
Table 3- The variance analysis of the effect of salinity treatment at different times on the % weight change of earthworms

منابع تغییر Sources	درجه آزادی Df	میانگین مربعات Mean squares					
		15	21	27	33	39	42
روزها Days							
تیمار Treatment	4	41.644**	198.69**	1634.640**	1615.737**	1667.655**	1922.923**
خطا Error	10	2.889	14.897	264.203	232.931	203.100	157.842
انحراف معیار Standard deviation		3.74	8.21	25.61	25.06	24.99	25.73

ns, *, ** are significant ($P < 0.01$), ($P < 0.05$) and non-significant respectively.

کارلی و همکاران (۲) ضمن بررسی و مرور منابع مختلف اظهار نمودند که کرم‌های خاکی زمانی که در معرض نمک کلرید سدیم قرار می‌گیرند، وزن بدنشان کاهش می‌یابد. نتایج آزمایشات اووچوری و همکاران (۱۸) نشان داد میانگین وزن *E. fetida* در EC مساوی ۰/۵۲ دسی‌زیمنس بر متر تفاوت معنی‌دار با شاهد نداشت، اما در سطح شوری با EC مساوی ۱/۰۳ دسی‌زیمنس بر متر و بالاتر در روزهای ۷ و ۲۸ کاهش معنی‌دار در میانگین وزن کرم‌ها با شاهد مشاهده شدند.

در همه زمان‌ها، بیشترین تغییر وزن در تیمار EC8 (آبیاری با آبی با EC ۸ دسی‌زیمنس بر متر) و کمترین تغییرات هم در تیمار آب مقطر بدست آمد. با گذشت زمان تغییرات وزن کرم‌های خاکی با افزایش شوری آب آبیاری بیشتر مشهود بوده، بطوری که کاربرد آب با EC ۸ دسی‌زیمنس بر متر در طی ۱۵ روز موجب کاهش وزن کرم‌های خاکی به میزان ۱۲/۷۳ درصد گردید درحالی‌که همین میزان شوری در پایان ۴۲ روز، موجب کاهش وزن کرم‌های خاکی به میزان ۶۷/۶۷ درصد شده است (شکل ۲).



شکل ۲- میانگین درصد تغییر وزن کرم‌های خاکی تحت تأثیر تیمار شوری در زمان‌های مختلف

Figure 2- Mean % weight change of earthworms under the influence of salinity treatment at different times

می‌یابد. چوداری و همکاران (۳) اظهار کردند که شوری آب بعنوان یک عامل استرس‌زا تأثیر قابل ملاحظه‌ای بر روی فعالیت عصبی کرم خاکی و پتانسیل اسمزی بدن کرم خاکی داشته، که در نهایت باعث کاهش زیست توده و میزان رشد می‌شود. میزان EC50 گزارش شده برای رشد بعد از ۲۷ و ۴۲ روز به ترتیب ۷/۹۴ و ۶/۸۲ دسی‌زیمنس بر متر می‌باشد (جدول ۴).

در همه زمان‌ها، بیشترین EC بستر کرم‌خاکی در تیمار EC8 (آبیاری با آبی با هدایت الکتریکی ۸ دسی‌زیمنس بر متر) بدست آمد، بطوری‌که کاربرد آب با EC ۸ دسی‌زیمنس بر متر موجب شور شدن و افزایش EC بستر کرم خاکی به میزان ۳/۲ دسی‌زیمنس بر متر در پایان ۴۲ روز گردیده است (شکل ۳). با توجه به اینکه کرم‌های خاکی در EC بیشتر از ۲ دسی‌زیمنس بر متر زنده نمی‌مانند، افزایش EC موجب مرگ و میر کرم‌های خاکی شده است (۱۸).

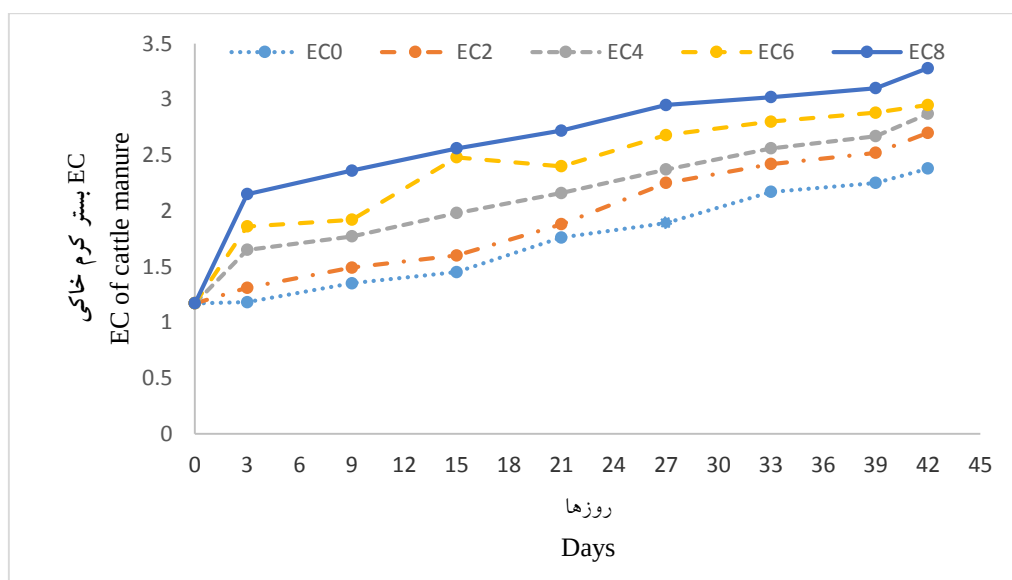
در حالی‌که مرگ و میر به ترتیب در سطوح شوری ۱/۳۱ و ۱/۶۲ دسی‌زیمنس بر متر اتفاق افتاد. یکی از منابع تغذیه کرم‌های خاکی ریزجانداران می‌باشد (۱۷). در خاک‌های شور علاوه بر کمبود نیتروژن و کربن آلی، ترکیبات آلی موجود در خاک به شکل غیرقابل دسترس موجودات (از جمله میکروفلور) در می‌آیند (۲۱). از طرف دیگر، شوری یکی از تنش‌زاترین شرایط محیطی برای ریز جانداران خاک محسوب می‌شود (۲۵) در نتیجه تعداد و فعالیت آن کاهش می‌یابد. با کاهش بیومس میکروبی و البته گیاهی که هر دو از منابع تغذیه‌ای کرم‌ها می‌باشند انتظار می‌رود وزن کرم خاکی در سطوح مختلف شوری به دلیل بروز کمبود مواد غذایی قابل دسترس (مواد آلی و میکروفلور) کاهش یابد.

نتایج تحقیقات گوزیت و همکاران (۸) نشان داد که همبستگی معنی‌داری بین میانگین وزن کرم خاکی و غلظت NaCl وجود دارد، بطوری‌که میانگین وزن کرم‌خاکی با افزایش غلظت NaCl کاهش

جدول ۴- غلظت کشنده (LC50) و تأثیر غلظت برای تغییر وزن (EC50) با حدود اطمینان (CI) تخمین زده شده برای کرم خاکی *Eisenia fetida* تحت تأثیر تیمار شوری در پایان ۲۷ و ۴۲ روز

Table 4- The median lethal concentration (LC50) and the median effective concentration for weight change (EC50) with their confidence intervals (CI) estimated for the earthworm *Eisenia fetida* affected by salinity treatments at the end of 27 and 42 days.

سدیم کلرید NaCl	LC50 در پایان 27 روز At the end of 27 days	LC50 در پایان 42 روز At the end of 42 days	EC50 در پایان 27 روز At the end of 27 days	EC50 در پایان 42 روز At the end of 42 days
هدایت الکتریکی EC (dS m ⁻¹)	7.50 (5.32-21.39)	4.31(2.47-6.26)	7.94 (5.72-12.09)	6.82 (5.72-8.71)



شکل ۳- تأثیر شوری آب آبیاری بر EC بستر کرم خاکی در در زمان‌های مختلف
Figure 3- Effect of salinity on EC of cattle manure at at different times

نتیجه‌گیری

استفاده از NaCl در این تحقیق بدلیل غالب بودن این نمک در اکثر محیط‌های شور به ویژه در آب‌های فاضلاب می‌باشد. از آنجا که نوع نمک غالب به منبع آلودگی بستگی دارد، بنابراین ممکن است نمک‌های دیگری به غیر از NaCl عامل اصلی سمیت ناشی از شوری در مناطق دیگر باشند. به همین دلیل ارزیابی سایر یون‌های نمکی موجود در خاک از اهمیت بیشتری برخوردار است، زیرا این امر می‌تواند میزان سمیت موجودات زنده خاک را تعیین کند.

نتایج ما نشان داد که افزایش شوری اثرات مضر بر رشد و مرگ و میر کرم‌های خاکی (*Eisenia fetida*) داشته است، بطوری‌که وزن کرم‌های خاکی نیز به طور معنی‌داری تحت تأثیر شوری آب آبیاری قرار گرفت. میزان LC50 برای مرگ و میر بعد از ۲۷ و ۴۲ روز به ترتیب ۷/۵ و ۴/۳۱ دسی‌زیمنس بر متر و میزان EC50 برای رشد به ترتیب ۷/۹۴ و ۶/۸۲ دسی‌زیمنس بر متر بدست آمد. استدلال

منابع

- 1- Boyer J., Micellon R., Chabanne A., Reversat G., and Tiber R. 1991. Effect of terfoli cover crop and earthworm inoculation on maize crop and soil organisms in Reunion Island. *Biology and Fertility of Soils* 2: 364–370.
- 2- Carley W.W., Caracciolo E.A., and Mason R.T. 1983. Cell and coelomic fluid volume regulation in the earthworm *Lumbricus terrestris*. *Comparative Biochemistry and Physiology* 74: 569-575.
- 3- Chaudhari P.S., Pal T.K., Battacharjee G., and Dey S.K. 2001. Suitability of rubber leaf liter as substrate for epigiec earthworms, *Perionyx excavatus*, *Eudrilus eugeniae* and *Eisenia fetia*. In: Proc. VII Nation. Symp. Soil Biology and Ecology, Bangalore. November pp. 7-9.
- 4- Dayananda K., Giraddi R.S., and Gali S.K. 2008. Effect of Salt and Sewage Water on the Survival and Reproduction of Three Earthworm Species used in Vermicomposting. *Karnataka Journal of Agricultural Sciences* 21(1): 52-54.
- 5- Ficher E., and Molnar L. 1997. Growth and reproduction of *Eisenia fetida* (Oligochaeta, Lumbricidae) in seminatural soil containing various metal chlorides. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 667-670.
- 6- Finney D.J. 1952. Probit Analysis. Cambridge, England, Cambridge University Press.
- 7- Ghabbour S.I. 1966. Earthworms in agriculture: a modern evaluation. *Rev. Ecol. Biol. Soc* 3(2): 259-271.
- 8- Guzyte G., Sujetoiene G., and Zaltauskaite J. 2011. Effects of salinity on earthworm (*Eisenia fetida*), The 8th International Conference May 19 –20, Vilnius, Lithuania.
- 9- Hartenstein R., Neuhauser E., and Collier J. 1980. Accumulation of Heavy Metals in the Earthworm *Eisenia foetida*. *Journal of Environmental Quality* 9(1): 23-26.
- 10- Helling B., Reinecke S.A., and Reinecke A.J. 2000. Effects of the fungicide copper oxychloride on the growth and reproduction of *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Ecotoxicology and Environmental. Safety* 46: 108-116.
- 11- Kadukova J., and Kalogerakis N. 2007. Lead accumulation from non-saline and saline environment by *Tamarix smyrnensis* Bunge. *European Journal of Soil Biology* 43: 216–223.
- 12- Lippi D., De Paolis M.R., Di Mattia E., Grego S., Pietrosanti T., and Cacciari I. 2000. Effect of salinity on growth and starvation-survival of a tropical Rhizobium strain. *Biology and Fertility of Soils* 30: 276–283.
- 13- Miller J.J., Beasley B.W., Larney F.J., and Olson B.M. 2005. Soil salinity and sodicity after application of fresh and composted manure with straw or wood-chips. *Canadian Journal of Soil Science*. 85: 427–438.
- 14- McLean M.A., Migge-Kleian E.S., and Parkinson E.D. 2006. Earthworm invasions of ecosystems devoid of earthworms effects on soil microbes. *Biology Invasions* 8: 1257–1273.
- 15- OECD/OCDE, (1984) 'OECD guideline for the testing of chemicals', Earthworm Acute Toxicity Tests".
- 16- Olson B.M., McKenzie R.H., Bennett D.R., Ormann T., and Atkins R.P. 2003. Manure application effects on soil and groundwater quality under irrigation in southern Alberta. *Alberta Agriculture, Food and Rural Development, Lethbridge, AB*. 377.
- 17- Owojori O.J., Reinecke A.J., and Rozanov A.B. 2008. Effects of salinity on partitioning, uptake and toxicity of zinc in the earthworm *Eisenia fetida*. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 2385–2393.
- 18- Owojori O.J., Reinecke A.J., Voua-Otomo P., and Reinecke S.A. 2009. Comparative study of the effects of salinity on life-cycle parameters of four soil-dwelling species (*Folsomia candida*, *Enchytraeus doerjesi*, *Eisenia fetida* and *Aporrectodea caliginosa*). *Pedobiologia* 52: 351-360.
- 19- Owojori O.J., and Reinecke A.J. 2014. Differences in ionic properties of salts affect saline toxicity to the earthworm *Eisenia fetida*. *Applied Soil Ecology* 83: 247–252.
- 20- Pawar R.B. 1996. Dynamics of earthworm-soil-relationship in semiarid tropics. Ph.D. Thesis, University of Agricultural Sciences, Dharwad (India).
- 21- Peinemann N., Guggenberger G., and Zech W. 2005. Soil organic matter and its lignin component in surface horizons of salt-affected soils of the Argentinean Pampa. *Catena* 60: 113-128.
- 22- Pereira C.S., Lopes L., Sousa J.P., and Chelinho S. 2015. Effects of NaCl and seawater induced salinity on survival

- and reproduction of three soil invertebrate species, *Chemosphere* 135: 116–122.
- 23- Ramoliya P.J., Patel H.M., and Pandey A.N. 2004. Effect of salinisation of soil on growth and macro- and micro-nutrient accumulation in seedlings of *Acacia catechu* (Mimosaceae). *Annals of Applied Biology* 144: 321–332.
- 24- Rietz D.N., and Haynes R.J. 2003. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 845–854.
- 25- Sardinha M., Mullers T., Schmeisky H., and Joergensen R.G 2003. Microbial performance in soils along a salinity gradient under acidic conditions. *Applied Soil Ecology* 23: 237–244.
- 26- Schaefer M. 2005. The landfill of TBT contaminated harbour sludge on rinsing fildes– A hazard for the soil fauna Risk assessment with earthworms. *Water, Air, and Soil Pollutoin* 165: 265–278.
- 27- Scott-fordsmand J.J., Stevens D.P., and Mclaughlin M.J. 2002. The combined stress of soil salinity and zinc on *Eisenia fetida*. SETAC Europe 12th Annual meeting, 226.
- 28- Shirani H., Abolhasani Zrraatkar M., Lakzian A., and Akhgar A. 2011. Decomposition rate of municipal wastes compost, vermi compost, manure and Pistaco compost in different soil texture and salinity in laboratory condition. *Journal Water and Soil* 25(1): 84–93. (In Persian with English abstract)
- 29-Sumner M.E. 1995. Sodic soils: new perspectives. In: Naidu, R., Sumner, M.E., Rengasamy, P. (Eds.), *Australian Sodic Soils: Distribution Properties and Management*. CSIRO, Melbourne, 1–34.
- 30- Suthar S., Singh S., and Dhawan S. 2008. Earthworms as bioindicator of metals (Zn, Fe, Mn, Cu, Pb and Cd) in soils: is metal bioaccumulation affected by their ecological category. *Ecological Engineering* 32(2): 99–107.
- 31-Yuan B., Li Z., Liu H., Gao M., and Zhang Y. 2007. Microbial biomass and activity in salt affected soils under arid conditions. *Applied Soil Ecology* 35: 319–332.
- 32- Zhang S.J., Chao Y., Zhang C.L., Cheng J., Li J., and Ma N. 2010. Earthworms enhanced winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) growth and nitrogen uptake. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139(4): 463–468.



Effect of Salinity on Growth and Survival of Earthworm *Eisenia fetida*

G.H. Rahimi^{1*}- F. Karimi²

Received: 23-06-2020

Accepted: 19-12-2020

Introduction: Salinization of soil has been reported as a problem in many parts of the world. Salinization could occur either as a result of natural processes e.g. high concentrations of salt in parent materials or groundwater and/or anthropogenic actions such as over-irrigation. The salinization probably affects the chemical and physical properties of soil, soil microbiological processes, plant growth, and soil fauna. Both quantity and quality of water, however, are the most important eco-factors needed for earthworm survival and development, and also biodegradation processes.

Materials and Methods: In order to investigate the effect of irrigation water salinity on the survival and growth of earthworm *Eisenia Fetida*, an experiment was conducted in a completely randomized design with three replications under environmental conditions of the laboratory of Soil Sciences Department of Bu-Ali Sina University in Hamedan. The different types of water used in this study were: distilled water and saline water made with NaCl salt with electrical conductivity (EC) of 2, 4, 6, and 8 dS m⁻¹. The experiment was carried out using completely randomized design in plastic containers of size 19 × 13 × 8 cm. Ten earthworms per container used in each exposure regime were introduced into the relevant test salinity by placing them on the surface and allowing them to burrow in. The test containers were covered with perforated lids to limit water loss due to evaporation and kept in 16 hours light, 8 hours dark at 25°C in a climate chamber for 42 days. Sampling was done at 3, 15, 21, 27, 33, 39, and 42 days after earthworms were introduced to the substrates to investigate mortality and weight changes of earthworms. The LC50 (concentration at which 50% of the earthworms are killed) and the EC50 (effect concentration at which a 50% reduction in a measured parameter) values for the salts expressed as conductivity (dS m⁻¹) were calculated on day 27 and 42 by using the Probit Analysis.

Results and Discussion: On day 3, no significant effect of salinity on percentages of survival was found. The survival rate of *Eisenia fetida* was significantly affected in the EC range used during 42 days (Table 2). The irrigation with distilled water (EC0) had the highest survival rate while the irrigation water with EC 8 dS m⁻¹ had the lowest value. During the 39 days of exposure, no significant difference was found in survival rate of earthworms between EC 2, EC 4 and EC 6 dS m⁻¹, but at the end of day 42, the salinity levels with EC 8 dS m⁻¹ had a significant effect on percentage of earthworm survival in which 91.68% mortality occurred. The mean weight change of earthworms exposed to water with EC 2 dS m⁻¹ was not significantly different ($p < 0.01$) from those exposed to the distilled water during 39 days, but there was a decrease in earthworm weight on day 42. The calculated LC50 for mortality after 27 and 42 days was 7.5 and 4.31 dS m⁻¹, respectively, and EC50 for growth was 7.94 and 6.82 dS m⁻¹, respectively.

Conclusion: Our results showed that increased salinity had harmful effects on the growth and mortality of the earthworms (*Eisenia fetida*). Salinity can have detrimental effects on earthworms at concentrations considered safe for many plant species. We determined 42 day LC50 for mortality 4.31 dS m⁻¹ (2521 mg lit⁻¹). The EC50 for growth was 6.82 dS m⁻¹ (3989 mg lit⁻¹). The weight of earthworms was significantly affected by NaCl and dispersion analysis showed that NaCl concentration had a statistically significant influence on the weight of earthworms. The argument for using NaCl is that it is the predominant salt in most saline environments particularly in wastewaters. Since the salt type is dependent on the source of the contamination, it is, therefore, possible that other salts apart from NaCl could be the main compounds in saline toxicity in a specific area. The results of the current study suggest that the effects of salinity depend on the salt composition. Therefore, it would be important to assess the type of salt ions in soil in risk assessment, as this affects the extent of toxicity to soil organisms.

Keywords: Earthworm, Electrical conductivity, Survival

1 and 2- Associate Professor and Ph.D. Graduate of Soil Science, Department of Soil Sciences, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran, respectively.

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

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.86986



مقاله پژوهشی

بررسی شاخص اصلاح شده سرزمین در ارزیابی تناسب سرزمین و تصحیح روابط آن

محسن باقری بداع آبادی^{*}

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۴/۲۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۵/۲۱

چکیده

در ارزیابی تناسب سرزمین با روش پارامتریک، شاخص سرزمین (LI) باید با توجه به مقدار عددی محدودکننده ترین ویژگی یا همان درجه کمینه (Rmin) اصلاح شود و بعد از آن، کلاس تناسب تعیین گردد. توابعی که به منظور اصلاح شاخص سرزمین ارایه شده اند، از دیدگاه ریاضی باید در همه نقاط دارای پیوستگی باشند تا سبب از دست رفتن برخی از اعداد و پیرو آن از دست رفتن کلاس تناسب مربوط به آن اعداد نشوند. روابط ارایه شده توسط سائیس، در نقطه مرزی برای رده N (نامناسب) پیوسته نیستند. بنابراین، استفاده از روابط ارایه شده برای کلاس های N1 و N2 تا حد زیادی می تواند گمراه کننده باشد؛ چرا که توانایی جداسازی کلاس های N1 و N2 را ندارند و در محاسبه این کلاس ها به شدت با مشکل همراه هستند. هدف از این پژوهش ارایه روابط جدیدی است که هم شرط پیوستگی را دارا باشند و هم نتایج حاصل از این روابط در دامنه تعریف شده برای دو کلاس N1 و N2 قرار گیرند. بنابراین، نخست توابع ارایه شده سائیس از نظر ریاضیاتی مورد بررسی قرار گرفتند و تصحیح های مورد نیاز انجام شد. سپس با شبیه سازی عددی، نتایج حاصل بررسی و مقایسه گردیدند. یافته ها نشان دادند برای کلاس های N1 و N2 توابع تصحیح باید به ترتیب به صورت $(-0.2) \times 0.314$ و $(LQSI + 12/5 + LSI - 0.02) \times 0.313$ برای روش خیدیر و $0.5 LSI + 12/5$ برای روش استوری باشند تا هم پیوستگی توابع تصحیح برای همه کلاس ها برقرار باشد و هم شاخص اصلاح شده تناسب سرزمین در دامنه تعریف شده برای هر کلاس قرار گیرد. دستاوردهای دو میلیون بار شبیه سازی نیز درستی توابع به دست آمده را تایید نمودند. بنابراین پیشنهاد می گردد در تعیین کلاس های N1 و N2 به جای روابط سائیس، از روابط ارایه شده در این پژوهش استفاده شود.

واژه های کلیدی: روش استوری، روش خیدیر، شبیه سازی، کلاس تناسب اراضی

مقدمه

با توجه به اهداف برای مقایسه کاربردهای گوناگون و مقایسه نیازهای آن ها با ویژگی های سرزمین و تعیین کلاس های فیزیکی تناسب سرزمین، انجام می گیرد (۴).

مطالعات بسیاری در زمینه تعیین تناسب سرزمین برای کشت محصولات گوناگون انجام شده است. از اولین پژوهش ها در این زمینه، پژوهش موحدی نایینی (۱۸) را می توان نام برد. هم اکنون پس از نزدیک به سه دهه همچنان پژوهش های فراوانی در زمینه تناسب سرزمین انجام می شوند. این پژوهش ها بیشتر به همان شکل سنتی خود و بر اساس روش سائیس (۲۵) انجام می گیرند (برای نمونه: ۸ و ۲۶) اما پیشرفت های دانش و فن آوری نیز در این زمینه به کار گرفته شده و با روش های نوین نیز پژوهش های مرتبط با ارزیابی تناسب سرزمین انجام شده اند. از جمله این روش ها می توان روش فاززی (۲)، ۱۱، ۱۹ و ۲۳، شبکه های عصبی مصنوعی (۳ و ۲۸)، تجزیه و تحلیل چند متغیره متعارف مانند رگرسیون لجستیک و RDA (۵)، تحلیل سلسله مراتبی (۱۳)، روش چند معیاره (۷، ۱۰ و ۲۷) و روش های متعدد دیگر را نام برد. شایان ذکر است در بسیاری از پژوهش ها نیز

امروزه با توجه به رشد جمعیت و فشاری که بر منابع طبیعی وارد می شود، توسعه پایدار نقش بسیار مهمی را در کاربرد درست و بهینه منابع ایفا می کند. توسعه پایدار، به ویژه در بخش کشاورزی، بدون شناخت توان محیطی و پتانسیل سرزمین امکان پذیر نیست. ارزیابی تناسب سرزمین دانشی است که به این مهم می پردازد. تناسب سرزمین عبارت از برآورد کارایی سرزمین برای کاربری های مشخص و به عبارتی تعیین درجه سازگاری سرزمین برای کاربردی ویژه می باشد. در بیان اهمیت ارزیابی تناسب سرزمین همین بس که توسط فائو به عنوان مرحله پنجم از برنامه ریزی کاربری سرزمین و یا آمایش سرزمین معرفی شده است (۹). در این مرحله، ارزیابی تناسب سرزمین

۱- مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران
(*)- نویسنده مسئول:
(Email: m.baghery@areeo.ac.ir
DOI: 10.22067/jsw.v34i6.86309

طبقه را نشان می‌دهد.

تعیین کلاس و زیرکلاس تناسب سرزمین

برای ارزیابی کلاس‌های تناسب سرزمین روش‌های گوناگونی ارائه شده‌اند. روش عددی یا پارامتریک (۲۵) از جمله پرکاربردترین روش‌هایی است که در بسیاری از پژوهش‌های تناسب سرزمین، از جمله منابعی که در مقدمه ارائه شد، مورد استفاده قرار گرفته است.

در روش عددی، ارزیابی ویژگی‌های سرزمین برای کاربرد مورد نظر شامل درجه‌بندی سطوح محدودیت برای ویژگی‌های اقلیمی و ویژگی‌های خاک در دامنه متغیری از صفر تا ۱۰۰ است. اگر یک ویژگی برای کاربرد مورد نظر به‌طور کامل مناسب باشد، مقدار عددی ۱۰۰ و اگر به‌طور کامل نامناسب باشد، مقدار عددی صفر را دریافت می‌کند. برای حالات بینابینی با انجام میان‌یابی، درجه‌ای متناسب با سطح محدودیت ایجاد شده (بین صفر تا ۱۰۰) به آن تعلق می‌گیرد (۵ و ۲۵). پس از اینکه مقدار عددی هر ویژگی به‌دست آمد به‌منظور تعیین شاخص تناسب سرزمین، ویژگی‌های مورد سنجش با روش خیدیر یا ریشه دوم (معادله ۱) (۱۲) و یا روش استوری (معادله ۲) (۲۴) به‌صورت زیر با هم ترکیب می‌شوند:

$$LI = R_{\min} \times \sqrt{\frac{A}{100} \times \frac{B}{100} \times \frac{C}{100} \times \dots} \quad (1)$$

$$LI = A \times \frac{B}{100} \times \frac{C}{100} \times \dots \quad (2)$$

که در آن، LI = شاخص سرزمین؛ A, B, C = درجه یا مقدار عددی هر عامل؛ $R_{\min}$ = درجه کمینه یا کوچک‌ترین درجه بین عامل‌ها می‌باشند.

در نهایت شاخص‌های به‌دست آمده با استفاده از جدول ۱ تبدیل به کلاس تناسب سرزمین می‌شوند. از نظر ریاضی آشکار و بارز است که روش استوری نسبت به خیدیر معمولاً نتایج را بدتر از واقعیت نشان می‌دهد؛ چرا که عمل ضرب، پی در پی در عددی کوچکتر از یک انجام می‌شود. برای نمونه اگر فرض شود که چهار عامل، درجه ۹۰ دارند و مابقی عامل‌ها، همگی دارای درجه ۱۰۰ هستند؛ در این صورت درجه پایانی ۶۵/۶ می‌شود که این نتیجه، نامعقول و دور از واقعیت است (۴).

در روش خیدیر چون از حاصل ضرب درجه‌ها جذر گرفته می‌شود تا حدی این مشکل تعدیل می‌گردد؛ لیکن همچنان مشکل اصلی باقی است و با افزایش تعداد عوامل دارای محدودیت، شاخص تناسب به‌طور غیرمعقولی کاهش می‌یابد. به‌منظور برطرف شدن این نقیصه، سائیس و همکاران (۲۵) توابی را ارائه دادند تا شاخص تناسب

نخست با روش مرسوم، یعنی روش سائیس، ارزیابی تناسب سرزمین انجام شده و سپس نتایج حاصل با به‌کارگیری روش‌ها و فناوری‌های نوین مورد پردازش قرار گرفته و اقدام به تعمیم یا تهیه نقشه‌های مربوط گردیده است (۱، ۱۴، ۱۶ و ۱۷). بنابراین، براساس نتایج به‌دست آمده از پژوهش‌های بسیاری که با روش سائیس (۲۵) انجام شده‌اند می‌توان گفت این روش به‌عنوان زیربنایی برای پژوهش‌های دیگر مورد استفاده قرار گرفته است که این موضوع به‌طور ضمنی کارایی قابل قبول روش مزبور را نشان می‌دهد.

در بیشتر پژوهش‌های انجام‌شده بر اساس روش سائیس (۲۵)، شاخص سرزمین^۱ (LI) به همان صورتی که به‌دست آمده، مورد استفاده قرار گرفته است که در واقع شاخص اصلاح‌نشده سرزمین^۲ (UCLI) نام دارد. این در حالی است که براساس روش ارائه شده توسط سائیس (۲۵) این شاخص با توجه به مقدار عددی محدودکننده‌ترین عامل یا درجه کمینه^۳ ($R_{\min}$) باید تصحیح شود و به شاخص اصلاح‌شده سرزمین^۴ تبدیل گردد. بر اساس بررسی منابع و پژوهش‌های انجام‌شده مشخص گردید با وجودی که نزدیک به سه دهه است که پژوهش‌های تناسب سرزمین در ایران انجام شده‌اند اما متأسفانه به این مرحله از روش سائیس، یعنی اصلاح شاخص‌های تناسب سرزمین، چندان توجهی نشده است و شاخص‌های اصلاح‌شده سرزمین به‌ندرت مورد استفاده قرار گرفته‌اند (۱۵، ۲۰، ۲۱ و ۲۲). با توجه به اینکه هنوز از شاخص‌های اصلاح‌شده سرزمین به‌طور گسترده و در مناطق مختلف استفاده نشده است میزان درستی و اعتبار این شاخص‌ها مشخص نیست. بنابراین، در پژوهش کنونی تلاش شده است میزان درستی و اعتبار روابط و یا تابع‌هایی که برای اصلاح شاخص تناسب سرزمین توسط سائیس (۲۵) ارائه شده‌اند، بررسی گردد و با انجام شبیه‌سازی، شاخص‌های اصلاح‌شده و اصلاح‌نشده مقایسه شوند.

مواد و روش‌ها

در این پژوهش، ارزیابی تناسب سرزمین بر اساس رویکرد فائو (۹) مورد بررسی قرار گرفته است. در سامانه طبقه‌بندی تناسب سرزمین با رویکرد فائو، طبقه‌های تناسب سرزمین در چهار سطح مختلف شامل رده، کلاس، زیرکلاس و واحد، دسته‌بندی می‌شوند. سطح رده در این سامانه به دو دسته شامل رده مناسب (S) و نامناسب (N) تقسیم می‌شود. جدول ۱ طبقات گوناگون روش فائو (۹) و ویژگی‌های هر

1- Land Index: LI

2 - Uncorrected Land Index: UCLI

3 - Minimum Rating: $R_{\min}$

4- Corrected Land Index: CLI

(Rmin)، عددی بین صفر تا ۴۰ بود و هفت عامل دیگر، عددی بین Rmin و ۱۰۰ را به خود اختصاص می‌دادند. این دو میلیون حالت تصادفی، در واقع نماینده‌ای از دو میلیون خاکرخ می‌باشند. سپس براساس روش خیدیر، شاخص تناسب سرزمین (شاخص اصلاح نشده سرزمین) محاسبه شد و با استفاده از روابط ارایه شده ساینس و همکاران (۲۵) و روابط پیشنهادی در این پژوهش، تبدیل به شاخص اصلاح شده سرزمین گردیدند. همه محاسبات مورد نیاز با استفاده از نرم افزار اکسل (نسخه ۲۰۱۰) و اس‌پی‌اس‌اس (نسخه ۲۴) انجام شدند.

نتایج و بحث

در جدول ۲ تابع‌های ارایه شده برای اصلاح شاخص تناسب سرزمین و برخی ویژگی‌های مربوطه ارایه شده است. همان‌طور که در این جدول و نیز جدول ۱ می‌توان دید برای هر کلاس تناسب، کمترین عدد شاخص تناسب که در واقع بدترین حالت موجود برای آن کلاس را نشان می‌دهد، برابر با بزرگ‌ترین عدد شاخص تناسب برای یک کلاس تناسب پایین تر است.

به دست آمده اصلاح گردد (جدول ۲). از آنجا که شاخص‌های تناسب سرزمین، عددهایی در بازه [۰، ۱] و یا [۰، ۱۰۰] درصد هستند، شاخص‌های اصلاح شده نیز باید در این بازه قرار بگیرند. این موضوع تنها در صورتی امکان پذیر است که روابط یا تابع‌های ارایه شده برای اصلاح شاخص سرزمین، در دامنه‌های تعریف شده مربوط به هر یک از کلاس‌های سرزمین (S1 تا N2) و همچنین در کل دامنه درجه تناسب سرزمین، یعنی از صفر تا ۱۰۰، پیوسته باشند. بنابراین در پژوهش کنونی با استفاده از مباحث پیوستگی در ریاضی، اقدام به بررسی پیوستگی تابع‌های ارایه شده ساینس و همکاران (۲۵) برای اصلاح شاخص تناسب سرزمین شد. پس از آن با شبیه سازی هشت ویژگی دخیل در محاسبات شاخص تناسب سرزمین، اقدام به مقایسه شاخص‌های سرزمین به دست آمده گردید. این ویژگی‌ها به همان صورتی که توسط ساینس و همکاران (۲۵) بیان کرده‌اند مورد استفاده قرار گرفتند و شامل ۱- اقلیم، ۲- ناهمواری، ۳- زهکشی، ۴- سیل گیری، ۵- ترکیب بافت، عمق و سنگریزه و برای مناطق خشک و نیمه خشک سه ویژگی ۶- آهک، ۷- گچ و ۸- شوری و قلیائیت یا برای مناطق مرطوب ۶- CEC، ۷- کاتیون‌ها یا pH و ۸- کربن آلی هستند. بدین منظور تعداد دو میلیون حالت تصادفی برای کلاس‌های N1 و N2 ایجاد شد به طوری که در آن درجه کمینه

جدول ۱- ویژگی‌ها و معیارهای تعیین کلاس‌های تناسب سرزمین

Table 1- Properties and criteria for determining land suitability classes

سطح رده‌بندی		شرح	مقدار شاخص سرزمین		تعداد و شدت محدودیت	درجه‌ی محدودیت
Classification Level			Land Index Value			
رده	کلاس	Description	بیشینه	کمینه	Number and intensity of limitations	Rating
Order	Class		Max	Min		
S	S1	مناسب Suitable	100	75	بدون محدودیت یا تنها با چهار محدودیت کم No or only 4 slight limitations	85-100
	S2	نسبتاً مناسب Moderately suitable	75	50	بیش از چهار محدودیت کم و یا سه محدودیت متوسط More than 4 slight limitations and/or no more than 3 moderate limitations	60-85
	S3	تناسب بحرانی Marginally suitable	50	25	بیش از سه محدودیت متوسط و یا یک یا دو محدودیت شدید more than 3 moderate limitations and/or no more than 2 sever limitations	40-60
N	N1	نامناسب موقت ^۱ Temporary unsuitable	25	12.5	محدودیت‌های خیلی شدید قابل اصلاح Very severe limitations which can be corrected	25-40
	N2	نامناسب همیشگی ^۲ Permanently unsuitable	12.5	0	محدودیت‌های خیلی شدید غیر قابل اصلاح Very severe limitations which can be corrected	0-25

1- Actually unsuitable but potentially suitable

2- Actually and potential unsuitable

جدول ۲- رابطه‌های اصلاح شاخص سرزمین و ویژگی‌های مربوطه برای هر کلاس

Table 2- The relationships to correct the land index and some characteristics of each class

روش Method	کلاس Class	دامنه CLI ⁺ CLI range	رابطه Relationship	UCLI ⁺⁺		Rmin		دامنه LI [#] LI range
				کمینه بیشینه Max	کمینه بیشینه Min	کمینه بیشینه Max	کمینه بیشینه Min	
استوری Storie	S1	[75,100]	$75 + (SLI - 43) \times 0.439$	100	43	100	85	[75,100]
	S2	[50,75]	$50 + (SLI - 10) \times 0.333$	85	10	85	60	[50,75]
	S3	[25,50]	$25 + (SLI - 1) \times 0.424$	60	1	60	40	[25,50]
	N1	[0,25]	$SLI \times 0.625$	40	0	40	25	[12.5,25]
	N2	[0,25]	SLI	25	0	25	0	[0,12.5]
خیدیر Khiddir	S1	[75,100]	$75 + (SQLI - 60) \times 0.625$	100	60	100	85	[75,100]
	S2	[50,75]	$50 + (SQLI - 24) \times 0.410$	85	24	85	60	[50,75]
	S3	[25,50]	$25 + (SQLI - 5) \times 0.445$	60	5	60	40	[25,50]
	N1	[0,25]	$SQLI \times 0.625$	40	0	40	25	[12.5,25]
	N2	[0,25]	$SQLI$	25	0	25	0	[0,12.5]
پیشنهادی Proposed	N1	[12.5,25]	$12.5 + SLI \times 0.313$	40	0	40	25	[12.5,25]
	N2	[0,12.5]	$0.5 \times SLI$	25	0	25	0	[0,12.5]
	N1	[12.5,25]	$12.5 + SQLI \times 0.314$	40	0	40	25	[12.5,25]
	N2	[0,12.5]	$0.5 \times SQLI$	25	0	25	0	[0,12.5]

#: Land Index; *: Storrie LI; **: Square root LI; +: Corrected LI; ++: Uncorrected LI.

= شاخص سرزمین؛ * = شاخص سرزمین استوری؛ ** = شاخص سرزمین ریشه دوم (خیدیر)؛ + = شاخص اصلاح شده سرزمین؛ ++ = شاخص اصلاح نشده سرزمین.

ب) محاسبه کمترین شاخص سرزمین برای کلاس S1 با روش استوری:

$$LI = 85 \times \frac{85}{100} \times \frac{85}{100} \times \frac{95}{100} \times \frac{95}{100} \times \frac{95}{100} \times \frac{95}{100} = 42/5$$

حال با جای گذاری مقادیر ۶۰ و ۴۳ در تابع‌های مربوط به اصلاح شاخص تناسب کلاس S1 به ترتیب برای روش خیدیر و روش استوری خواهیم داشت:

شاخص اصلاح شده تناسب برای کلاس S1 با مقدار شاخص تناسب برابر ۶۰ در روش خیدیر

$$CLI = 75 + (SQLI - 60) \times 0.625 = 75 + (60 - 60) \times 0.625 = 75$$

شاخص اصلاح شده تناسب برای کلاس S1 با مقدار شاخص تناسب برابر ۴۳ در روش استوری

$$CLI = 75 + (SLI - 43) \times 0.439 = 75 + (43 - 43) \times 0.439 = 75$$

بنابراین پس از اصلاح کمترین مقدار شاخص سرزمین برای هر دو روش استوری و خیدیر (یعنی اصلاح مقادیر ۴۳ و ۶۰)، مقدار شاخص اصلاح شده برابر عدد ۷۵ به دست آمد که این همان مقدار کمینه شاخص تناسب برای کلاس S1 است (جدول‌های ۱ و ۲).

بیشترین مقدار شاخص سرزمین (شاخص اصلاح نشده) برای کلاس S2 در حالتی است که تنها یک ویژگی دارای محدودیت ساده باشد و دیگر ویژگی‌ها دارای مقدار بیشینه، یعنی برابر یک باشند. بنابراین، بیشترین مقدار شاخص سرزمین برای کلاس S2 به هر دو روش خیدیر و استوری برابر ۸۵ خواهد بود. حال با جای گذاری این

برای نمونه کمترین عدد شاخص تناسب برای کلاس S1 برابر ۷۵ است که این عدد برابر بزرگ‌ترین عدد شاخص تناسب سرزمین برای یک کلاس پایین‌تر از S1، یعنی کلاس S2، می‌باشد. به بیان دیگر، در عدد مرزی ۷۵ کلاس‌های تناسب S1 و S2 دارای پیوستگی می‌باشند. بنابراین، تابع‌های ارایه شده برای اصلاح شاخص تناسب در این نقطه مرزی باید به هم پیوسته باشند؛ به دیگر سخن، در این نقطه باید مقادیر تابع‌های مزبور برابر باشند. برای محاسبات شاخص اصلاح شده سرزمین در این نقطه مرزی باید شاخص تناسب برای بدترین حالت ممکن در کلاس S1 و نیز برای بهترین حالت ممکن در کلاس S2 محاسبه شوند. بدترین حالت ممکن برای کلاس S1 با توجه به جدول ۱ شامل چهار محدودیت ساده می‌شود. بنابراین، کمترین شاخص سرزمین برای هشت ویژگی شامل چهار عدد ۸۵ (کمترین مقدار برای محدودیت ساده) و چهار عدد ۹۵ (کمترین مقدار برای بدون محدودیت) می‌شود و شاخص‌های تناسب سرزمین به روش‌های خیدیر و استوری به ترتیب برابر ۶۰/۱ و ۴۲/۵ خواهند بود که در تابع‌های ارایه شده برای اصلاح شاخص سرزمین به ۶۰ و ۴۳ گرد شده‌اند (جدول ۲). نحوه انجام محاسبات به شرح زیر می‌باشند:

الف) محاسبه کمترین شاخص سرزمین برای کلاس S1 با روش خیدیر:

$$LI = 85 \times \sqrt{\frac{85}{100} \times \frac{85}{100} \times \frac{85}{100} \times \frac{95}{100} \times \frac{95}{100} \times \frac{95}{100} \times \frac{95}{100}} = 60/1$$

$CLI = 50 + (SQLI - 24) \times 0.41 = 50 + (24 - 24) \times 0.41 = 50$
 شاخص اصلاح شده تناسب برای کلاس S2 با مقدار شاخص تناسب برابر ۱۰ در روش استوری
 $CLI = 50 + (SLI - 10) \times 0.333 = 50 + (10 - 10) \times 0.333 = 50$
 (ب) بیشترین مقدار شاخص تناسب (شاخص اصلاح نشده) برای کلاس S3 در هر دو روش خیدیر و استوری برابر ۶۰ می باشد. در نتیجه:
 شاخص اصلاح شده تناسب برای کلاس S3 با مقدار شاخص تناسب برابر ۶۰ در روش خیدیر
 $CLI = 25 + (SQLI - 5) \times 0.445 = 25 + (60 - 5) \times 0.445 = 50$
 شاخص اصلاح شده تناسب برای کلاس S3 با مقدار شاخص تناسب برابر ۶۰ در روش استوری
 $CLI = 25 + (SLI - 1) \times 0.424 = 25 + (60 - 1) \times 0.424 = 50$
 براساس تابع های ارایه شده برای مقادیر عددی شاخص های اصلاح نشده، مقدار شاخص اصلاح شده در کلاس های S2 و S3 با یکدیگر برابر شدند و مقدار آن ها همان عدد مرزی ۵۰ به دست آمد. بنابراین تابع های ارایه شده برای اصلاح شاخص تناسب در کلاس های S2 و S3 در این نقطه مرزی، دارای پیوستگی می باشند و شاخص اصلاح شده سرزمین هم در دامنه تعریف شده برای کلاس S2 قرار دارند، یعنی $50 \leq CLI(S2) \leq 75$ (جدول ۲).
 با توجه به اینکه محاسبات انجام شده برای نقاط مرزی ۵۰، ۲۵ و ۱۲/۵ یکسان می باشد، در ادامه تنها نتایج به دست آمده در جدول (۳) نشان داده شده اند.

مقدار در تابع های مربوط به اصلاح شاخص تناسب کلاس S2 (جدول ۲) به ترتیب برای روش خیدیر و روش استوری خواهیم داشت:
 شاخص اصلاح شده تناسب برای کلاس S2 با مقدار شاخص تناسب برابر ۸۵ در روش خیدیر
 $CLI = 50 + (SQLI - 24) \times 0.41 = 50 + (85 - 24) \times 0.41 = 75$
 شاخص اصلاح شده تناسب برای کلاس S2 با مقدار شاخص تناسب برابر ۸۵ در روش استوری
 $CLI = 50 + (SLI - 10) \times 0.333 = 50 + (85 - 10) \times 0.333 = 75$
 همان طور که محاسبات بالا نشان می دهند دستاورد یا نتیجه تابع های ارایه شده برای مقادیر عددی شاخص های اصلاح نشده، در کلاس های S1 و S2 با یکدیگر برابر شدند و مقدار آن ها همان عدد مرزی ۷۵ به دست آمد. بنابراین تابع های ارایه شده برای اصلاح شاخص تناسب در کلاس های S1 و S2 در این نقطه مرزی، دارای پیوستگی می باشند.
 به طور مشابه برای نقاط مرزی ۵۰ و ۲۵ محاسبات به صورت زیر می باشند:

نقطه مرزی ۵۰ (مرز S2 با S3)

الف) کمترین مقدار شاخص تناسب (شاخص اصلاح نشده) برای کلاس S2 در روش خیدیر و استوری به ترتیب برابر ۲۴ و ۱۰ می باشد. بنابراین:
 شاخص اصلاح شده تناسب برای کلاس S2 با مقدار شاخص تناسب برابر ۲۴ در روش خیدیر

جدول ۳- مقادیر شاخص سرزمین در حدود مرزی برای هر کلاس

Table 3- The land index values within the border limits of each class

کلاس Class	بیشینه / کمینه Max / Min	سایس (۲۵) Sys (25)				پیشنهادی Proposed			
		خیدیر Khiddir		استوری Storie		خیدیر Khiddir		استوری Storie	
		UCLI ⁺⁺		CLI ⁺		UCLI		CLI	
S1	Max	100	100	100	100				
	Min	60	75	43	75				
S2	Max	85	75	85	75				
	Min	24	50	10	50				
S3	Max	60	50	60	50				
	Min	5	25	1	25				
N1	Max	40	25	40	25	40	25	40	25
	Min	0	0	0	0	0	12.5	0	12.5
N2	Max	25	25	25	25	25	12.5	25	12.5
	Min	0	0	0	0	0	0	0	0

+: Corrected Land Index; ++: Uncorrected Land Index.

+= شاخص اصلاح شده سرزمین؛ ++ = شاخص اصلاح نشده سرزمین.

نقطه مرزی ۲۵ (مرز S3 با N)

در این نقطه به نظر می‌رسد پیوستگی روابط ارایه‌شده ساینس برقرار است. اما در واقع روابط ارایه‌شده منتج به کلاس N1 نمی‌شوند و آنچه به‌دست می‌آید رده N است، زیرا همانطور که در جدول ۳ می‌توان دید برای کلاس N2 نیز همین نتایج به‌دست می‌آیند. اگر در جدول ۲ نیز دقت شود برای هر دو کلاس N1 و N2 دامنه شاخص اصلاح‌شده برابر [۰، ۲۵] می‌شوند.

نقطه مرزی ۱۲/۵ (مرز N1 با N2)

با توجه به جدول‌های ۱ و ۲ برای کلاس N1 کمترین مقدار شاخص تناسب سرزمین برابر ۱۲/۵ می‌باشد، لیکن بر اساس روابط ارایه‌شده توسط ساینس مقدار شاخص اصلاح‌شده برای کلاس N1 حدود صفر به‌دست می‌آید (جدول ۳). همان طور که دیده می‌شود شاخص اصلاح‌شده سرزمین عددی را به‌دست می‌دهد که در دامنه تعریف‌شده برای کلاس N1 (بین ۱۲/۵ تا ۲۵) نمی‌باشد. همانطور که نتایج نشان می‌دهند برای هر دو کلاس N1 و N2 شاخص اصلاح‌شده تناسب سرزمین در حالت بهینه برابر ۲۵ شده است. این در حالی است که براساس جدول‌های ۱ و ۲ مقدار شاخص تناسب سرزمین در بیشترین مقدار برای کلاس N1 برابر ۲۵ و برای کلاس N2 برابر ۱۲/۵ می‌باشد. به بیان دیگر شاخص اصلاح‌شده سرزمین برای کلاس N2 نیز عددی را به‌دست می‌دهد که در دامنه تعریف‌شده برای این کلاس (بین صفر تا ۱۲/۵) نمی‌باشد.

بر اساس نتایج به‌دست آمده آشکارا مشخص است که برای نقاط مرزی ۲۵ و ۱۲/۵ نه تنها پیوستگی روابط ارایه‌شده برقرار نمی‌باشد بلکه استفاده از روابط ارایه‌شده توسط ساینس منتج به اعدادی می‌گردند که در دامنه تعریف‌شده برای کلاس‌های N1 و N2 نیستند. بنابراین نتایج به‌دست آمده برای کلاس‌های N1 و N2 می‌توانند تا حد زیادی گمراه‌کننده باشند.

به‌منظور برطرف شدن نواقص اشاره شده برای نقاط مرزی ۲۵ و ۱۲/۵ روابط زیر با توجه به پیوسته بودن روابط در این نقاط و همچنین اینکه شاخص اصلاح‌شده سرزمین در دامنه تعریف‌شده هر کلاس قرار گیرد به‌دست آمدند:

کلاس N1 (درجه کمینه بین ۲۵ تا ۴۰ باشد)

روش خیدیر:

$$CLI = 12/5 + (SQLI - 0/2) \times 0/314 \approx 12/5 + SQLI \times 0/314$$

روش استوری:

$$CLI = 12/5 + (SLI - 0/02) \times 0/313 \approx 12/5 + SLI \times 0/313$$

کلاس N2 (درجه کمینه بین ۰ تا ۲۵ باشد)

روش خیدیر: $CLI = 0/5 \times SQLI \rightarrow 25 \leq Rmin \leq 0$

روش استوری: $CLI = 0/5 \times SLI \rightarrow 25 \leq Rmin \leq 0$

محاسبات برای این روابط پیشنهادی همانند روابط ساینس انجام شد و نتایج در جدول ۳ آمده‌اند. همانطور که دیده می‌شود در نقطه مرزی برابر ۲۵، پیوستگی روابط ارایه‌شده برای کلاس N1 با کلاس S3 برقرار است و هر دو کلاس شاخص سرزمین برابر ۲۵ دارند. همچنین مقدار شاخص اصلاح‌شده بر اساس روابط پیشنهاد شده دقیقاً در همان دامنه اعداد مربوط به کلاس N1 هستند، یعنی $CLI \leq 25$ (N1) $\leq 12/5$.

براساس جدول ۳ می‌توان دید برای کلاس‌های N1 و N2 در نقطه مرزی ۱۲/۵ شرط پیوستگی برقرار است. چون کمترین مقدار N2 برابر صفر است بنابراین شاخص اصلاح‌شده نیز برابر همان صفر خواهد شد و بدین صورت شرط در دامنه بودن شاخص محاسبه شده نیز برقرار است، یعنی $CLI(N2) \leq 12/5$ یعنی $0 \leq CLI$.

با توجه به یافته‌های بالا می‌توان نتیجه گرفت که روابط پیشنهادشده، بهتر با تعاریف ارایه‌شده برای کلاس‌های N1 و N2 (جدول ۱) هم‌خوانی دارند و با استفاده از این روابط، برای همه اعداد شاخص سرزمین در بازه [۰، ۱] هم شرط پیوستگی برای شاخص اصلاح‌شده سرزمین صدق می‌کند و هم شاخص‌های اصلاح‌شده سرزمین در دامنه تعریف‌شده برای هر کلاس قرار می‌گیرند.

در ادامه برای نمایش تصویری تفاوت بین روابط پیشنهادشده و روابط ساینس و همکاران (۲۵)، اقدام به شبیه‌سازی عددی گردید. جدول ۴ برخی ویژگی‌های آماری شبیه‌سازی عددی انجام شده را نشان می‌دهد.

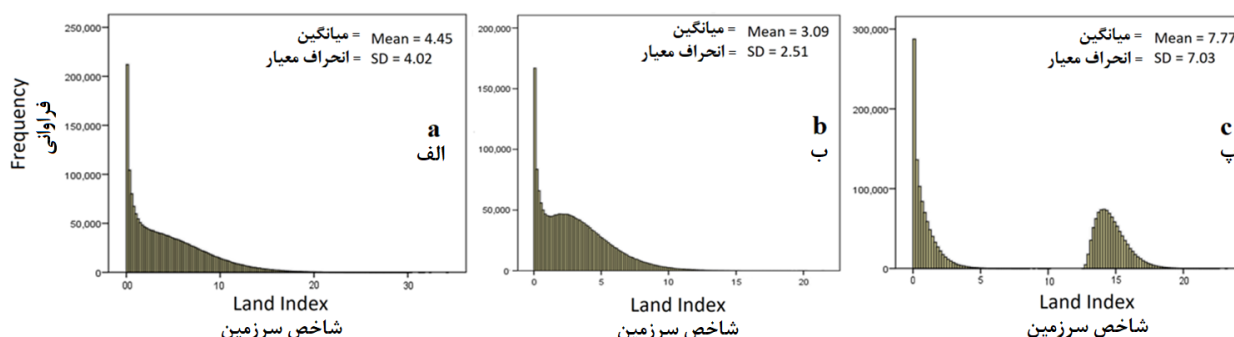
به لحاظ نظری، بیشترین شاخص اصلاح‌نشده سرزمین که رده N و یا در واقع کلاس N1 می‌تواند داشته باشد برابر ۴۰ است، یعنی یک ویژگی دارای مقدار ۴۰ و هفت ویژگی باقی‌مانده، همگی دارای مقدار ۱۰۰ باشند. همان‌طور که نتایج شبیه‌سازی نشان می‌دهد و در جدول ۴ می‌توان دید، بیشترین مقدار شاخص اصلاح‌نشده سرزمین حدود ۳۷ است. همچنین کمترین مقدار شاخص اصلاح‌نشده برابر صفر می‌باشد (یعنی کافی است فقط یک ویژگی مقدار صفر داشته باشد) که در شبیه‌سازی انجام‌شده (جدول ۴) نیز کمترین مقدار برابر صفر به‌دست آمده است. این اعداد نشان می‌دهند که شبیه‌سازی انجام‌شده تقریباً همه حالات ممکن (از بهترین تا بدترین حالت) را در بر گرفته و به‌خوبی، آنچه ممکن است در واقعیت رخ بدهد را به تصویر کشیده است.

جدول ۴- برخی ویژگی‌های آماری شبیه‌سازی عددی برای شاخص اصلاح شده سرزمین
Table 4- Some statistical descriptions of the simulation of corrected land index

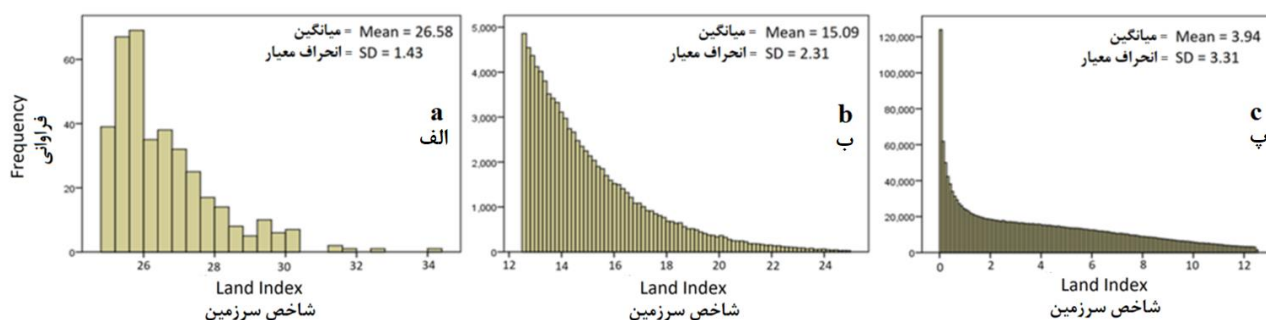
آماره Statistics	UCLI	روش‌ها Methods	
		پیشنهادی Proposed	سایس Sys
شبیه‌سازی‌ها Simulations	2000000	2000000	2000000
میان Median	3.51	11.31	2.66
میانگین Mean	4.45	7.77	3.09
کمینه Minimum	0.00	0.00	0.00
بیشینه Maximum	37.19	24.12	23.25
Std. Deviation انحراف معیار	4.02	7.03	2.51
چولگی Skewness	1.11	-1.91	0.93
Kurtosis افراشتگی	1.10	0.02	0.97

کلاس برای شاخص اصلاح نشده و شاخص اصلاح شده به روش ساینس (۲۵)، اقدام به جداسازی این کلاس‌ها از یکدیگر گردید. براساس دامنه‌های تعریف شده در جدول‌های ۱ و ۲، شاخص اصلاح نشده برای برخی از اعداد در دامنه کلاس S3 قرار می‌گیرند؛ یعنی مقدار شاخص اصلاح نشده سرزمین عددی بزرگتر از ۲۵ به دست می‌آید (شکل ۲-ا). به بیان دیگر، در جایی که $R_{min} \leq 40$ می‌باشد باید شاخص تناسب به دست آمده در دامنه کلاس تناسب N1 و یا N2 قرار گیرد، لیکن چون شاخص تناسب هنوز اصلاح نشده است، برخی از نتایج در کلاس S3 قرار می‌گیرند و دارای شاخص تناسب بزرگتر از ۲۵ می‌شوند (شکل ۲-ا). وجود چنین مواردی می‌توانند در تفسیر نتایج و انطباق آن با واقعیت ابهام ایجاد کنند. به همین دلیل، باید شاخص تناسب اصلاح شود تا نتایج در همان دامنه تعریف شده برای هر کلاس قرار گیرند. شکل ۲ (b و c) توزیع فراوانی شاخص اصلاح نشده تناسب به روش ساینس (۲۵) را برای کلاس‌های N1 و N2 نشان می‌دهد. همان‌طور که در شکل ۲ می‌توان دید، به‌طور معمول هرچه شاخص تناسب سرزمین بزرگتر می‌گردد، از فراوانی آن کاسته می‌شود.

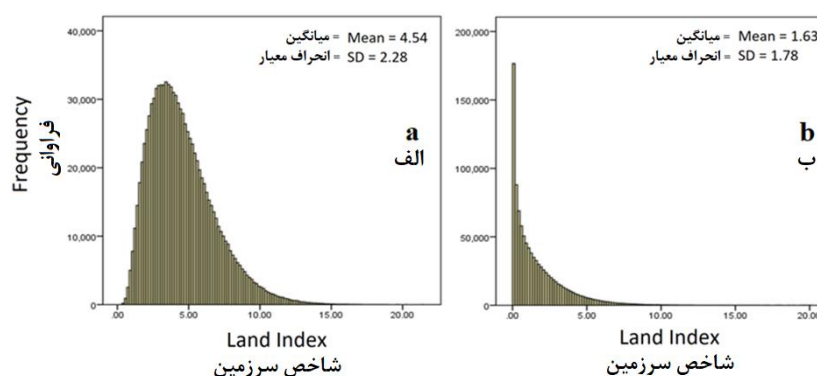
با توجه به میانگین داده‌ها و مقادیر چولگی و افراشتگی می‌توان دریافت که هرچه شاخص سرزمین عدد بزرگتری می‌شود از فراوانی آن کاسته می‌شود و به بیان دیگر احتمال آنکه همه هفت ویژگی دیگر (غیر از درجه کمینه) همزمان در بهترین شرایط قرار بگیرند (یعنی دارای مقادیر نزدیک به یک شوند) بسیار کم می‌باشد. برای درک بهتر، توزیع فراوانی شبیه‌سازی انجام شده برای شاخص اصلاح نشده سرزمین و شاخص‌های اصلاح شده سرزمین به روش ساینس (۲۵) و روش پیشنهادی در شکل ۱ ارایه شده است. همان‌طور که دیده می‌شود با افزایش مقدار عددی شاخص‌های سرزمین، از فراوانی آن‌ها کاسته می‌شود. نکته بسیار جالب که به‌وضوح در شکل ۱ (a و b) قابل توجه می‌باشد، این است که در شاخص اصلاح نشده سرزمین و شاخص اصلاح شده به روش ساینس (۲۵)، هیچ تمایزی بین کلاس‌های N1 و N2 وجود ندارد و برای جداسازی این کلاس‌ها باید به‌صورت دستی و با استفاده از مقادیر درجه کمینه و شاخص اصلاح نشده سرزمین، کلاس‌های N1 و N2 را از هم جدا کرد. اما در روش پیشنهادی این دو کلاس بدون نیاز به پردازش دیگری به‌طور آشکار از همدیگر جدا شده‌اند (شکل ۱- c).
به‌منظور بررسی توزیع فراوانی شاخص تناسب سرزمین در هر



شکل ۱- توزیع شاخص اصلاح نشده (الف) و شاخص اصلاح شده با روش ساینس (ب) و روش پیشنهادی (پ) برای کلاس‌های N1 و N2
Figure 1- The distribution of the uncorrected land index (a) and corrected land index using Sys's method (b) and proposed method (c) for N1 and N2 classes



شکل ۲- توزیع فراوانی شاخص اصلاح نشده سرزمین با $R_{min} \leq 40$ که منتج به ارایه کلاس‌های تناسب S3 (الف)، N1 (ب) و N2 (پ)
Figure 2- The distribution of the uncorrected land index whit $R_{min} \leq 40$ resulting classes of S3 (a), N1 (b) and N2 (c)



شکل ۳- توزیع شاخص اصلاح شده سرزمین به روش سایس با $R_{min} \leq 40$ که منتج به ارایه کلاس‌های تناسب N1 (الف) و N2 (ب)
Figure 3- The distribution of the corrected land index whit $R_{min} \leq 40$ resulting classes of N1 (a) and N2 (b)

است کلاس تناسب به کلاس N2 بیشتر متمایل گردد. این موضوع در شکل ۳-ا به خوبی مشخص است که شاخص اصلاح شده سرزمین برای کلاس N1 بیشتر نمایانگر کلاس N2 می باشد و بخش کوچکی از داده‌ها دارای مقادیر بیش از ۱۲/۵ هستند. اما براساس روابط ارایه شده، میانگین شاخص اصلاح شده سرزمین برای کلاس‌های N1 و N2 به ترتیب برابر ۷/۱۴ و ۸/۰ به دست آمده‌اند که در همان دامنه‌های تعریف شده برای این کلاس‌ها قرار دارند. این موضوع در شکل ۳-ب نیز مشخص می باشد. با توجه به جدول ۵ می توان دید مواردی که برای مقدار میانگین شاخص سرزمین بیان شد، در هر کلاس برای مقادیر کمینه و بیشینه نیز صادق می باشد و روابط پیشنهاد شده، نتایج را بهتر و دقیق تر از روابط سایس و همکاران (۲۵) ارایه داده‌اند. شایان ذکر است که همه موارد بیان شده برای کلاس تناسب سرزمین می باشند و برای بررسی ارتباط بین شاخص اصلاح شده یا اصلاح نشده سرزمین با مقدار واقعی عملکرد نیاز به پژوهش‌های جداگانه می باشد.

شکل ۳ نمودار توزیع فراوانی شاخص اصلاح شده سرزمین به روش سایس (۲۵) با $R_{min} \leq 40$ که منتج به ارایه کلاس‌های تناسب N1 (a) و N2 (b) شده است را نشان می دهد. همان طور که می توان دید مقادیر شاخص اصلاح شده برای کلاس N1 (شکل ۳-ا) تا حد زیادی در دامنه مربوط به کلاس N2 (صفر تا ۱۲/۵) قرار گرفته‌اند.

جدول ۴ برخی ویژگی‌های آماری برای مقدار عددی شاخص‌های تناسب سرزمین در هر کلاس تناسب را نشان می دهد. نکته قابل توجه در مورد شاخص اصلاح شده به روش سایس (۲۵) آن است که برخی از اعداد به دست آمده در دامنه تعریف شده برای کلاس مربوطه نمی باشند. برای نمونه، دامنه اعداد برای شاخص اصلاح شده تناسب سرزمین در کلاس N1 از ۰/۲۶ تا ۲۳/۲۵ متغیر هستند. از این مهمتر، مقدار میانگین شاخص سرزمین می باشد که برای شاخص اصلاح نشده به ترتیب در کلاس N1 و N2 برابر ۱/۱۵ و ۹/۳ می باشد اما برای شاخص اصلاح شده به ترتیب برابر ۵/۴ و ۶/۱ شده‌اند. به بیان دیگر استفاده از روابط ارایه شده توسط سایس و همکاران (۲۵) سبب شده

جدول ۵- برخی ویژگی‌های آماری برای مقدار عددی شاخص‌های تناسب سرزمین در هر کلاس تناسب

Table 5- Some statistical descriptions of the land index values in each suitability class

شاخص تناسب	کلاس	میانگین	حد پایین	حد بالا	انحراف معیار	کمینه	بیشینه	دامنه	چولگی	افراشتگی
Land Index	Class	Mean	Lower Bound	Upper Bound	Std. Deviation	Minimum	Maximum	Range	Skewness	Kurtosis
شاخص	S3	26.58	26.44	26.73	1.44	25.01	37.19	12.19	1.55	3.08
اصلاح نشده	N1	15.09	15.07	15.10	2.31	12.50	25.00	12.50	1.34	1.63
UCLI	N2	3.94	3.93	3.94	3.31	0.00	12.50	12.50	0.66	-0.60
سایز	N1	4.54	4.54	4.55	2.28	0.26	23.25	22.99	0.98	1.21
Sys	N2	1.63	1.63	1.64	1.78	0.00	20.11	20.11	1.83	4.52
پیشنهادی	N1	14.72	14.72	14.72	1.15	12.57	24.12	11.55	0.98	1.21
Proposed	N2	0.82	0.82	0.82	0.89	0.00	10.06	10.06	1.83	4.52

نتیجه‌گیری

جداسازی کلاس‌های N1 و N2 را ندارند و در محاسبه این کلاس‌ها به‌شدت با مشکل همراه هستند. به همین دلیل، روابط جدیدی برای کلاس‌های N1 و N2 محاسبه و ارایه گردید. تجزیه و تحلیل به‌دست آمده از دو میلیون بار شبیه‌سازی، توانایی و دقت روابط پیشنهاد شده را به‌خوبی نشان داد و برتری روابط پیشنهاد شده نسبت به روابط کنونی (روابط سائیس و همکاران (۲۵)) را اثبات نمود. بنابراین پیشنهاد می‌گردد در تعیین کلاس‌های N1 و N2 افزون‌بر روابط سائیس و همکاران (۲۵)، روابط ارایه شده در پژوهش حاضر نیز مورد استفاده قرار گیرند و بین هر دو روش مقایسه‌ای صورت پذیرد تا در نهایت روابط مناسب‌تر برای پژوهش‌های آینده مشخص گردند.

استفاده از شاخص سرزمین که به‌طور مرسوم توسط روش خیدیر و یا استوری محاسبه می‌شود (شاخص اصلاح نشده)، بدون آنکه مورد اصلاح قرار گیرد و به شاخص اصلاح شده سرزمین تبدیل گردد، می‌تواند تا حد زیادی گمراه کننده باشد و سبب شود کلاس تناسب، نادرست به‌دست آید. بنابراین استفاده از روابطی که برای این منظور (اصلاح شاخص سرزمین) ارایه شده‌اند پس از محاسبه شاخص سرزمین بسیار ضروری می‌باشد. یافته‌های این پژوهش نشان دادند که روابط ارایه شده کنونی هر چند در سطح رده، توانایی جداسازی رده نامناسب یا N از کلاس S3 را دارند اما در سطح کلاس، توانایی

منابع

1. Amini Fasakhodi A., Bagheri M., Salehi M., and Hadinezhad A. 2014. Improvement of Resources Management and Quality of Land Suitability Evaluation Maps Using Fuzzy Approach (Case Study: Farrokhsahr- Chaharmahal & Bakhtiari). Geography and Environmental Planning 24(4): 195-204. (In Persian with English abstract)
2. Alikhah-asl M., and Naseri D. 2018. Ecological land capability evaluation for agriculture and range management using Fuzzy AHP method (Case study: Ghoorichay catchment, Ardabil province). Journal of Environmental Science and Technology (JEST). Online. (In Persian with English abstract)
3. Bagheri M., Jelokhani Noaryki M., and Bagheri K. 2018. Investigation of the land potential of Kermanshah province for rainfed wheat cultivation using artificial neural network. Journal of RS and GIS for Natural Resources 8(4): 36-48. (In Persian with English abstract)
4. Bagheri M. 2011. Applied Land Evaluation and Land Use Planning. Pelk Publications. 392 p. (In Persian)
5. Bagheri Bodaghabadi M., Amini A., Salehi M.H., Hosseinifard J., and Heydari M. 2019. Suitability analysis and evaluation of pistachio orchard farming, using canonical multivariate analysis. Scientia Horticulturae 246: 528-534.
6. Bagheri Bodaghabadi M., José A., Martínez-Casasnovas P., Khalili and Masihabadi M. 2015. Assessment of the FAO traditional land evaluation methods, A case study: Iranian Land Classification method. Soil and Use Management 31: 384-396.
7. Baroudy A.A. 2016. Mapping and evaluating land suitability using a GIS-based model. Catena 140: 96-104.
8. Delsouz Khaki B., Honarjoo N., Davatgar N., Jalalian A., and Torabi Gol Sefidi H. 2018. Land Suitability Evaluation and Inherent Soil Fertility Quality for Rice Cultivation in Paddy Fields of Shaft and Fouman Counties. Iranian Journal of Soil Research 32(1): 115-127. (In Persian with English abstract)
9. FAO. 1979. Soil Survey Investigations for Irrigation. FAO Soils Bulletin No. 42, Rome. 188p.
10. Habibie M.I., Noguchi R., Shusuke M., and Ahamed T. 2019. Land suitability analysis for maize production in Indonesia using satellite remote sensing and GIS-based multicriteria decision support system. GeoJournal (2019). <https://doi.org/10.1007/s10708-019-10091-5>.

11. Keshavarzi A., Sarmadian F., Heidari A., and Omid M. 2010. Land Suitability Evaluation Using Fuzzy Continuous Classification (A Case Study: Ziaran Region). *Modern Applied Science* 4(7): 72-81.
12. Khiddir S.M. 1986. A statistical approach in the use of parametric systems applied to the FAO framework for land evaluation. Unpublished thesis. State University Ghent.
13. Kim H., and Shim K. 2018. Land suitability assessment for apple (*Malus domestica*) in the Republic of Korea using integrated soil and climate information, MLCM, and AHP. *Int J Agric & Biol Eng*, 11(2): 139-144.
14. Mahdavi M., Esfandiarpour I., and Bagheri M. 2016. Comparison of two fuzzy methods to determine the optimum soil depth in land suitability evaluation for wheat. *Soil Management and Sustainable Production* 6(3): 101-116.
15. Moravej K., Delavar M., and Najafi V. 2018. Importance of Using Modern Irrigation Methods in Increase of Employment and Development of Rural Areas. *Geores* 33(2) :175-190. (In Persian with English abstract)
16. Mosleh Z., Salehi M., Jafari A., Mehnatkesh A., and Esfandiarpour Borujeni I. 2018. Assessing the Performance of Digital Mapping Approaches for the Qualitative Land Suitability Evaluation (A Case Study: Shahrekord Plain, Chaharmahal-Va-Bakhtiari Province). *Journal Of Water and Soil* 32(1): 87-99. (In Persian with English abstract)
17. Mosleh Z., Salehi M., Hassan Amini Fasakhodi A., Jafari A., Mehnatkesh A., and Esfandiarpour Borujeni I. 2017. Sustainable allocation of agricultural lands and water resources using suitability analysis and mathematical multi-objective programming. *Geoderma* 303: 52-59.
18. Movahedi Naeini S. 1993. Evaluation of land suitability of important agricultural products in Gorgan region. Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University, 217 p. (In Persian with English abstract)
19. Rahmati F., and Kamali A. 2016. Comparison of Four Weighting Methods in Fuzzy-based Land Suitability to Predict Wheat Yield. *Journal of Water and Soil* 31(1): 277-285.
20. Servati M. 2018. ELECTRE Tri Method Performance on Land Suitability Evaluation in Chalderan Region for Potato. *Journal of Water and Soil Conservation* 25(1): 271-284. (In Persian with English abstract)
21. Servati M., Momtaz H., Zali Vargahan B., and Mohammadi H. 2016. Performance evaluation of corrected land indices to determine the Potential of Maize production using FAO Method. *Applied Soil Research* 3(1): 65-77. (In Persian with English abstract)
22. Seyed Jalali S., Sarmadian F., and Shorafa M. 2014. Comparison of Corrected and Uncorrected Land Indices in Parametric Method of Land Suitability Evaluation. *Iranian Journal of Soil Research* 28(1): 127-141. (In Persian with English abstract)
23. Seyedmohammadi J., Sarmadian F., Jafarzadeh A., and Ghorbani M.A. 2018. Application of SAW, TOPSIS and fuzzy TOPSIS models in cultivation priority planning for maize, rapeseed and soybean crops. *Geoderma* 310: 178-190.
24. Storie R.E. 1978. The Storie Index Soil Rating Revised. Davis, CA, University of California, Division of Agricultural Science, Special Publication No 3203.
25. Sys C., Van Ranst E., and Debaveye J. 1991. Land evaluation, Part II. Methods in Land Evaluation. International Training center for post graduate soil scientists, Ghent University, Ghent. 247 pp.
26. Vasu D., Srivastava R., Patil N.G., Tiwary P., Chandran P., and Kumar Singh S. 2018. A comparative assessment of land suitability evaluation methods for agricultural land use planning at village level. *Land Use Policy* 79: 146-163.
27. Yohannes H., and Soromessa T. 2018. Land suitability assessment for major crops by using GIS-based multi-criteria approach in Andit Tid watershed, Ethiopia. *Cogent Food & Agriculture* 4: 1470481.
28. Zeinadini Meymand A., Bagheri Bodaghabadi M., Moghimi A., Navidi N., Ebrahimi Meymand F., and Amirpou M. 2018. Modeling of yield and rating of land characteristics for corn based on artificial neural network and regression models in south of Iran. *Desert* 23(1): 85-95.

Assessment of Corrected Land Index in Land Suitability Evaluation and Adjusting its Functions

M. Bagheri Bodaghabadi^{1*}

Received: 12-07-2020

Accepted: 11-08-2020

Introduction: In land suitability evaluation using parametric method, Khiddir or square root method (LQSI) and/or Storie method (LSI) are employed to calculate land index (LI), then suitability classes could be determined based on the LI. However, the obtained LI should be corrected according to the minimum rating (Rmin) and then the suitability classes should be determined. The existing functions to correct the LI should be mathematically continuous at all points in order to prevent from losing some LIs and their consequent suitability classes. In the functions represented by Sys, there is a continuity for S1 (suitable), S2 (moderately suitable) and S3 (marginal suitable) classes, but for N (unsuitable) the presented functions are not continuous. Therefore, presented functions for N1 and N2 classes can be very misleading since they are not able to distinguish between N1 and N2 classes and have problem to calculate them.

Materials and Methods: In this study, the existing functions in the literature were mathematically evaluated for each land suitability classes. Properties and criteria for determining land suitability classes are shown in Table 1. In parametric approach, land index (uncorrected land index) is calculated using Kiddir and Storrie methods as shown in equations 1 and 2, respectively. The relationships between uncorrected land indices and corrected land indices are presented in Table 2.

$$(1) LI = R_{\min} \times \sqrt{\frac{A}{100} \times \frac{B}{100} \times \frac{C}{100} \times \dots}$$
$$(2) LI = A \times \frac{B}{100} \times \frac{C}{100} \times \dots$$

According to continuity rules, the necessary corrections were made for N1 and N2 classes. Then numerical simulation was employed to assess the obtained results from the both existing and purposed functions and compared them with one another. For this purpose, one million random values were created for each of the S1 to N2 classes; so that the minimum rating (Rmin) was a random number for each class in own defined range and the other seven characteristics were random numbers between Rmin and 100. For example, in the S3 class, a minimum random number is in the range of 40 to 60 and seven other characteristics were between the Rmin and 100. Finally, a total of two million random simulations were created.

Results and Discussion: Based on the minimum, maximum and mean obtained values the simulation process is acceptable. These numbers show that the simulations have simulated almost all the cases that may occur in reality, from the best to the worst. The results showed that for N1 and N2 classes the correction functions should be respectively $12.5 + 0.314LQSI$ and $0.5LQSI$ for the Khiddir method and $12.5 + 0.313LSI$ and $0.5LSI$ for the Storie method to maintain the both the continuity of the correction functions for all classes and the corrected land index to be in the defined range for each class. The two million times simulation results also confirmed the accuracy of the obtained functions. Therefore, it is suggested to use the proposed functions in determining N1 and N2 classes instead of Sys's functions.

Conclusion: The use of the usual land index, which is conventionally calculated by the Khiddir or Storie method, called uncorrected land index (UCLI), can be largely misleading without being corrected and converted to the corrected land index (CLI), causing the wrong land suitability classes. Therefore, it is very important to use the relationships that have been developed for this purpose to correct the usual land index. The findings of this study showed that the current functions, although at the order level can distinguish between unsuitable order

1- Soil and Water Research Institute (SWRI), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran

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

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.86309

(N) from the S3 class, but separation between classes N1 and N2 are very difficult to calculate. For this reason, new relationships for N1 and N2 classes were calculated and presented. Therefore, it is suggested that N1 and N2 classes can be used instead of the relationships presented.

Keywords: Khiddir method, Storie method, Simulation



مقاله پژوهشی

بررسی وضعیت تغذیه‌ای سیب‌زمینی (*Solanum tuberosum* L.) در استان خراسان رضوی با روش "انحراف از درصد بهینه"

مسعود دادیور^{۱*} - بصیر عطاردی^۲

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۶/۲۵

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۲۴

چکیده

یکی از روش‌های ساده و عملی، به منظور تفسیر نتایج حاصل از تجزیه برگ، روش انحراف از درصد بهینه (DOP) می‌باشد که با استفاده از آن، ترتیب نیاز عناصر غذایی و اطلاعاتی در خصوص تعادل یا عدم تعادل تغذیه‌ای گیاه به دست می‌آید. در پژوهش حاضر، به منظور بررسی وضعیت تغذیه‌ای سیب‌زمینی در استان خراسان رضوی، نمونه‌های برگ از ۳۰ مزرعه جمع‌آوری و غلظت عناصر پرمصرف و کم‌مصرف در آنها اندازه‌گیری شد. با استفاده از غلظت عناصر غذایی در برگ مزارع با عملکرد نسبی بالا (۱۶ مزرعه)، غلظت مرجع (Cref) برای عناصر نیتروژن، فسفر و پتاسیم به ترتیب ۴/۶۵، ۰/۳۲ و ۴/۲۸ درصد و برای عناصر آهن، منگنز، روی و مس به ترتیب ۱۳/۱۹، ۱۲۳/۸۸، ۳۵/۱۹ و ۱۲/۴۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد. با استفاده از این غلظت‌ها، شاخص DOP برای مزارع با عملکرد کم محاسبه شد. همچنین ترتیب نیاز عناصر غذایی (NOPR) و وضعیت تعادل عناصر در این مزارع بررسی شد. بر اساس شاخص‌های DOP، تمامی مزارع با عملکرد کم (۱۴ مزرعه)، دچار کمبود یا بیش‌بود عناصر غذایی بودند و عدم تعادل تغذیه‌ای در تمامی آنها وجود داشت. در بین عناصر پرمصرف، پتاسیم در ۳۶ درصد مزارع دارای شاخص منفی، در حالی که نیتروژن در ۸۰ درصد از مزارع دارای شاخص مثبت بود. در بین عناصر کم‌مصرف، عنصر روی در ۹۳ درصد مزارع دارای شاخص منفی، و در ۵۷ درصد از مزارع بیشترین کمبود را نشان داد. پس از روی، آهن در ۳۵ درصد از مزارع، بیشترین میزان کمبود را نشان داد. در مجموع، می‌توان گفت در مزارع سیب‌زمینی استان خراسان رضوی، پتاسیم و روی بایستی در اولویت برنامه‌های کوددهی قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: عناصر غذایی، غلظت، کود، DOP

مقدمه

کافی و متعادلی از عناصر غذایی در خاک زراعی ضروری می‌باشد (۵). به عبارت دیگر، تغذیه بهینه گیاه، شرط اصلی بهبود کمی و کیفی محصول می‌باشد که در این راستا، مصرف بهینه کود و رعایت تعادل و تناسب بین عناصر غذایی اهمیت زیادی داشته که لازمه دستیابی به آن، ارزیابی صحیح تعیین نیاز گیاه می‌باشد.

روش‌های مختلفی از جمله بررسی علایم کمبود، آزمون خاک و تجزیه برگ می‌تواند برای تعیین نیاز گیاه به عناصر غذایی مورد استفاده قرار گیرد. با توجه به اینکه برگ اصلی‌ترین و مهم‌ترین محل متابولیسم گیاه می‌باشد تجزیه برگ و تفسیر نتایج آن بر اساس روش‌های استاندارد، می‌تواند اطلاعات خوبی از وضعیت تغذیه گیاه فراهم آورده و برای توصیه کودی مناسب مورد استفاده قرار گیرد (۶). برای تفسیر نتایج تجزیه شیمیایی برگ گیاهان روش‌های مختلفی وجود دارد. روش‌های غلظت بحرانی و دامنه کفایت عناصر غذایی، علی‌رغم اینکه برای سال‌های تقریباً طولانی مورد استفاده قرار گرفته‌اند ولی دارای معایب و اشکالاتی نیز می‌باشند (۱۶)، از جمله

سیب زمینی یکی از مهم‌ترین محصولات زراعی و از منابع عمده غذایی انسان می‌باشد به طوری که از نظر اهمیت غذایی، بعد از گندم، برنج و ذرت مقام چهارم را دارا می‌باشد (۸). در کشور ما، سیب‌زمینی با تولید ۴/۵ میلیون تن در سال بعد از گندم، نیشکر، گوجه‌فرنگی و یونجه بیشترین میزان تولید را به خود اختصاص داده است (۱۵). برای دستیابی به عملکرد کمی و کیفی مطلوب سیب‌زمینی، وجود مقدار

۱- مربی بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مشهد، ایران (*-نویسنده مسئول: Email: dadivarm@yahoo.com)

۲- استادیار بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان جنوبی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بیرجند، ایران

مواد و روش‌ها

منطقه مورد بررسی در این پژوهش، مزارع عمده سیب‌زمینی استان خراسان رضوی بود که در محدوده ۵۶ درجه و ۱۹ دقیقه تا ۶۱ درجه و ۱۶ دقیقه طول شرقی و ۳۳ درجه و ۵۲ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۴۲ دقیقه عرض جغرافیایی شمالی واقع شده است. در پژوهش حاضر، ۳۰ مزرعه سیب‌زمینی از مناطق عمده کشت این محصول در شهرستان‌های فریمان، تربت‌حیدریه و قوچان به منظور ایجاد بانک اطلاعاتی انتخاب شد. در انتخاب این مزارع، سعی شد که مزارعی با دامنه عملکرد متفاوت (عملکرد کم، متوسط تا زیاد) پوشش داده شوند. بر اساس پرسش‌نامه‌هایی که توسط کشاورزان تکمیل شده بود میانگین عملکرد در مزارع مورد مطالعه، ۳۶ تن در هکتار بود که این میزان به عنوان مرز تفکیک مزارع به دو گروه عملکردی در نظر گرفته شد. از این مزارع، مزارع با مدیریت مناسب و عملکرد زیاد (بیشتر از میانگین) جهت تعیین غلظت مرجع انتخاب شدند. بر این اساس، از ۳۰ مزرعه مورد بررسی، ۱۶ مزرعه به عنوان مزرعه مرجع^۴ و ۱۴ مزرعه به عنوان غیرمرجع^۵ انتخاب شدند. سپس، در هر مزرعه در مراحل اولیه گلدهی - زمانی که حدود ۲۰ درصد گلدهی مزرعه کامل شده بود - یک نمونه مرکب برگ (شامل ۳۰ برگ، از برگ‌های کاملاً توسعه یافته) (۱۴) تهیه و به آزمایشگاه منتقل شد. به منظور آلودگی‌زدایی، نمونه‌های برگ ابتدا با آب مقطر، سپس با محلول ۲۰ میلی‌مولار EDTA و مجدداً با آب مقطر شستشو داده شد. پس از خشک شدن رطوبت، نمونه‌ها به پاکت‌های کاغذی منتقل و در آون تهویه‌دار در دمای ۵۰ درجه سانتی‌گراد به مدت یک هفته نگهداری تا کاملاً خشک شدند. نمونه‌ها کاملاً آسیاب و پس از عبور از الک ۱۸ مش^۶، از روش هضم خشک^۷ برای تهیه عصاره استفاده شد. غلظت نیتروژن (روش کج‌دال)، فسفر (روش رنگ‌سنجی)، پتاسیم (روش نورسنجی شعله‌ای)، و آهن، منگنز، روی و مس با استفاده از دستگاه جذب اتمی (مدل Perkin Elmer, 2380) اندازه‌گیری شد (۲). با استفاده از نتایج تجزیه برگ، برخی پارامترهای آماری، شامل کمترین، بیشترین، میانگین، انحراف معیار و ضریب تغییرات داده‌ها در هر دو گروه مزارع مرجع و غیرمرجع، محاسبه گردید. همچنین، برای تعیین شاخص DOP - که بصورت درصد انحراف غلظت یک عنصر غذایی (بر اساس درصد ماده خشک) در مقایسه با مقدار مرجع تعریف می‌شود - از معادله ذیل استفاده شد (۶ و ۲۱).

اینکه اعداد و ارقامی که در این روش‌ها بدست می‌آیند حاصل آزمایش‌های تک فاکتوری و غالباً تحت شرایط کنترل شده و آزمایشگاهی یا گلخانه‌ای می‌باشند. همچنین در این روش‌ها تنها غلظت تک تک عناصر مد نظر قرار می‌گیرد و تعادل عناصر غذایی لحاظ نمی‌گردد (۴)، این در حالی است که رشد گیاه علاوه بر غلظت یک عنصر، به تعادل غلظتی آن عنصر با سایر عناصر غذایی نیز وابسته است. از این رو با عنایت به مشکلات و ایرادهای این روش‌ها، روش‌هایی نظیر روش انحراف از درصد بهینه^۱ (DOP) مورد توجه قرار گرفته است. در روش انحراف از درصد بهینه به جای استفاده از غلظت مطلق عناصر غذایی از روابط میان غلظت عنصر و غلظت مرجع (C_{ref}) آن استفاده می‌شود (۶)، در حال حاضر، روش DOP به عنوان یکی از به‌روزترین روش‌های تفسیر نتایج تجزیه برگ به کار می‌رود که با استفاده از آن، اولویت یا ترتیب نیاز عناصر غذایی گیاه^۳ (NOPR) مشخص شده و می‌توان برنامه‌ریزی‌های لازم در جهت استفاده صحیح و بهینه از منابع خاک و کود را انجام داد.

روش DOP برای تعیین حد بهینه عناصر غذایی برای برخی محصولات کشاورزی مورد استفاده قرار گرفته است (۴ و ۶). فیضی - زاده و صمدی (۴) در بررسی وضعیت تغذیه‌ای پیاز در ۵۰ مزرعه در استان آذربایجان غربی با استفاده از روش DOP، گزارش کردند که در بین عناصر پرمصرف، کلسیم در ۷۲ درصد و پتاسیم در ۴۷ درصد مزارع و در بین عناصر کم مصرف، مس در ۴۷ درصد مزارع دارای منفی‌ترین شاخص بود. این محققین، ترتیب نیاز غذایی برای عناصر پرمصرف را به صورت $Ca > K > P > Mg > N$ و برای عناصر کم‌مصرف به صورت $Cu > Mn > B > Fe > Zn$ گزارش کردند (۴).

زارع مهرجردی و همکاران (۲۳) غلظت مرجع عناصر نیتروژن، فسفر و پتاسیم خیار گلخانه‌ای را در استان یزد به ترتیب ۵/۳، ۵۰/۵۶ و ۳/۴۶ درصد و برای عناصر آهن، مس، روی و منگنز به ترتیب ۸۰/۹، ۱۳/۵۹، ۷۴/۴۵ و ۷۱/۸۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم محاسبه و گزارش کردند که بیش از ۶۰ درصد گلخانه‌های مورد بررسی از نظر عناصر نیتروژن، فسفر و پتاسیم کمبود دارند.

با عنایت به اینکه اطلاعات کافی در خصوص حد بهینه عناصر غذایی و وضعیت تغذیه‌ای سیب‌زمینی در استان خراسان رضوی منتشر نشده، پژوهش حاضر با هدف بررسی وضعیت تعادل عناصر غذایی، تشخیص کمبود و تعیین ترتیب نیاز عناصر غذایی در این محصول، با استفاده از شاخص DOP انجام شد.

4- Reference farms

5- Non-reference farms

6- Mesh

7- Dry ashing

1- Deviation from optimum percentage

2 - Reference concentration

3- Nutrients order of plant requirement

عناصر مورد بررسی به جز روی، در مزارع غیرمرجع از مزارع مرجع بیشتر است. چنین داده‌هایی تأیید می‌نماید که مصرف کود بیشتر (یا غلظت بیشتر یک عنصر در گیاه) لزوماً به تولید (عملکرد) بیشتر منجر نمی‌شود.

بر اساس جدول ۲، غلظت مرجع عناصر نیتروژن، فسفر و پتاسیم به ترتیب ۴/۶۵، ۰/۳۲ و ۴/۲۸ درصد و برای عناصر آهن، منگنز، روی و مس به ترتیب ۱۹۰/۱۳، ۱۲۳/۸۸، ۳۵/۱۹ و ۱۲/۴۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد.

حد بحرانی عناصر نیتروژن، فسفر و پتاسیم در برگ سیب‌زمینی به ترتیب ۴/۴، ۰/۲۵ و ۳/۹ درصد گزارش شده است (۱۸). گرچه حد بحرانی یک عنصر به عوامل متعددی بستگی دارد، با این وجود بیش تر بودن غلظت‌های مرجع حاصل از این پژوهش، در مقایسه با حدود بحرانی ذکر شده، بیان‌گر آن است که مزارع مرجع به درستی انتخاب شده‌اند. در یکی از جدیدترین پژوهش‌های منتشر شده، میانگین غلظت نیتروژن، فسفر و پتاسیم در برگ‌های سیب‌زمینی که در اواسط دوره گل‌دهی برداشت شده بودند به ترتیب ۴، ۰/۳ و ۴/۷ درصد گزارش شد (۱۷). مطلبی‌فرد (۱۴) دامنه مطلوب برای عناصر نیتروژن، فسفر و پتاسیم را در برگ سیب‌زمینی به ترتیب ۵-۶/۵، ۰/۵۵-۰/۳ و ۴-۶/۵ درصد و برای عناصر آهن، منگنز، روی و مس به ترتیب ۱۵۰-۵۰، ۵۰-۳۰۰، ۵۰-۲۰ و ۵-۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش نمود.

$$DOP = \frac{(C \times 100)}{C_{ref}} - 100$$

در این فرمول، C: غلظت عنصر غذایی مورد مطالعه در یک مزرعه خاص و C_{ref} میانگین غلظت آن عنصر در مزارع مرجع می‌باشد.

مقدار قدر مطلق شاخص DOP، شدت خروج از وضعیت تعادل تغذیه‌ای گیاه را نشان می‌دهد به طوری که شاخص DOP منفی، بیانگر محدودیت و یا کم‌بود عنصر غذایی، شاخص DOP مثبت، نشان دهنده زیاد بودن عنصر غذایی و شاخص DOP صفر، بیانگر وضعیت تعادل عنصر غذایی مورد بررسی، نسبت به غلظت مرجع آن عنصر می‌باشد. در مرحله بعد، بر اساس مقدار عددی شاخص DOP عناصر مختلف، می‌توان در خصوص اولویت یا ترتیب نیاز گیاه به هر عنصر اظهار نظر نمود.

نتایج و بحث

تجزیه عناصر غذائی برگ

خلاصه تجزیه عناصر موجود در برگ مزارع مرجع و غیرمرجع، شامل کمترین، بیشترین، میانگین، انحراف معیار و ضریب تغییرات داده‌ها در جدول ۱ نشان داده شده است. این داده‌ها نشان می‌دهند ضریب تغییرات عناصر ریزمغذی در مقایسه با عناصر پرمصرف بیشتر می‌باشد.

داده‌های جدول ۱ همچنین نشان می‌دهند میانگین غلظت تمامی

جدول ۱- نتایج آنالیز عناصر غذائی برگ در مزارع مرجع و غیرمرجع

Table 1- Results of leaf nutrient analysis in reference and non-reference fields

عنصر	مزارع مرجع Reference fields					مزارع غیرمرجع Non-reference fields				
	کم‌ترین Min.	بیش‌ترین Max.	میانگین Avg.	انحراف معیار SD	ضریب تغییرات % CV	کم‌ترین Min.	بیش‌ترین Max.	میانگین Avg.	انحراف معیار SD	ضریب تغییرات % CV
N (%) نیتروژن	3.88	5.70	4.65	0.50	10.84	3.88	5.70	5.08	0.55	10.88
P (%) فسفر	0.25	0.39	0.32	0.04	12.01	0.27	0.67	0.39	0.11	27.29
K (%) پتاسیم	3.21	5.84	4.28	0.70	16.30	3.04	5.84	4.51	0.64	14.14
Fe (mg.kg ⁻¹) آهن	112.00	375.00	190.13	83.09	43.70	118.00	515.00	281.36	147.29	52.35
Mn (mg.kg ⁻¹) منگنز	75.00	185.00	123.88	33.83	27.31	88.00	228.00	138.57	36.05	26.01
Zn (mg.kg ⁻¹) روی	20.00	82.00	35.19	16.01	45.51	14.00	37.00	27.64	5.30	19.17
Cu (mg.kg ⁻¹) مس	5.00	16.00	12.44	3.37	27.11	7.00	24.00	15.00	5.04	33.62

جدول ۲- مقادیر غلظت مرجع عناصر، در مزارع با عملکرد بالاتر از میانگین

Table 2- Reference concentrations of nutrients in fields with higher than average yields

نیتروژن N	فسفر P %	پتاسیم K	آهن Fe	منگنز Mn mg.kg ⁻¹	روی Zn	مس Cu
4.65	0.32	4.28	190.13	123.88	35.19	12.44

تعادل تغذیه‌ای و اولویت نیاز عناصر غذایی

نتایج بدست آمده در جدول ۳ نشان داد که قدر مطلق شاخص DOP برای تمام عناصر کودی، بیشتر از صفر بود. به عبارت دیگر تمامی مزارع دارای عملکرد کم، از نظر غلظت عناصر مورد مطالعه دارای شاخص منفی (دچار کمبود) یا دارای شاخص مثبت (دچار بیش بود) بودند و عدم تعادل تغذیه‌ای در آنها وجود داشت. با توجه به اینکه وضعیت عناصر غذایی در برگ تابعی از میزان قابل جذب این عناصر در خاک می‌باشد، لذا این داده‌ها عدم مدیریت صحیح و کوددهی نامتعادل در مزارع سیب‌زمینی استان خراسان رضوی را نشان می‌دهد.

بر اساس شاخص‌های انحراف از درصد بهینه، در بین عناصر پرمصرف، پتاسیم در ۳۶ درصد مزارع مورد بررسی دارای شاخص منفی بود (جدول ۳). در مطالعات متعددی گزارش شده است که نیاز پتاسیمی وارسته‌های مختلف سیب‌زمینی از نیاز نیتروژنی و فسفاتی این گیاه بیشتر است (۱۹). به طور متوسط برای تولید ۶۳ تن در هکتار سیب‌زمینی حدود ۲۸۵ کیلوگرم نیتروژن، ۱۲۸ کیلوگرم فسفر و ۳۹۵ کیلوگرم پتاسیم لازم می‌باشد (۱۲). علاوه بر این، کارایی جذب عناصر غذایی مختلف از جمله پتاسیم در سیب‌زمینی، به دلیل دارا بودن ریشه‌های کوچک این گیاه، پائین بوده، از اینرو این گیاه به کود پتاسیمی بیشتری نیاز دارد تا نیاز پتاسیمی خود را مرتفع نماید (۹). با این وجود، در کشاورزی کشور ما - در بسیاری از موارد - این تصور اشتباه وجود داشته که خاک‌های ایران به دلیل خشک بودن اقلیم و بافت رسی خاک‌ها نیاز چندانی به کود پتاسیمی ندارد. از طرف دیگر، در سال‌های اخیر توزیع کودهای پتاسیمی در کشور محدود گردیده، و به دلیل گرانی، استقبال کشاورزان به استفاده از آن محدود گردیده است (۱۲ و ۲۲). همچنین، به علت انجام کشت‌های متوالی، مصرف بی‌رویه کودهای نیتروژنی از جمله اوره و کودهای فسفاتی و مصرف کم کودهای پتاسیمی، مقدار برداشت پتاسیم از خاک بیشتر از سرعت آزاد سازی این عنصر بوده لذا مجموع این عوامل باعث شده کمبود پتاسیم در بسیاری از مزارع سیب‌زمینی مشاهده شود (۱۰ و ۱۱). این در حالی است که چنانچه پتاسیم به میزان کافی در دسترس گیاهان از جمله سیب‌زمینی قرار داشته باشد گیاه قادر خواهد بود بخش زیادی از نیترات موجود را به پروتئین تبدیل کرده، از تجمع آن در اندام‌ها جلوگیری نماید (۴)، موضوعی که از نقطه نظر بهداشت و سلامت محصولات کشاورزی دارای اهمیت زیادی می‌باشد.

همچنین، بر اساس شاخص مذکور، نیتروژن در ۸۰ درصد از مزارع دارای شاخص مثبت بود (جدول ۳). در دسترس بودن کودهای نیتروژنی از جمله اوره، ارزان بودن آن نسبت به سایر کودها و تاثیر آن در رشد رویشی، باعث گردیده کشاورزان هر ساله مقدار زیادی از این

نوع کود را مصرف کرده، موضوعی که مشکلاتی در جذب سایر عناصر غذایی نیز بوجود می‌آورد (۴).

در بین عناصر کم‌مصرف نیز، عنصر روی در ۹۳ درصد مزارع دارای شاخص منفی و در ۵۷ درصد از مزارع بیشترین کمبود را دارا بود (جدول ۳). روی در ساخت هورمون‌های گیاهی، تشکیل پروتئین‌ها و فعال‌سازی آنزیم‌های گیاهی نقش داشته، می‌تواند علاوه بر افزایش عملکرد سیب‌زمینی، درصد نشاسته آن را نیز افزایش دهد (۱۳). کمبود روی در بسیاری از خاک‌ها و بالطبع محصولات تولیدی، به دلایلی از جمله بی‌کربناته بودن آب‌های آبیاری، pH زیاد خاک‌ها و آهکی بودن آنها، مصرف بی‌رویه کودهای فسفاتی و کمبود ماده آلی مشاهده می‌شود (۱).

بعد از عنصر روی، آهن نیز در ۳۵ درصد از مزارع، دارای منفی ترین میزان شاخص (بیشترین میزان کمبود) بود (جدول ۳). آهن در بسیاری از فعالیت‌های فیزیولوژیکی گیاه نقش داشته و کمبود آن در بسیاری از خاک‌های کشاورزی از جمله خاک‌های ایران گزارش شده است (۱۴ و ۲۲). غلظت بالای بیکربنات در آب‌های آبیاری، آهکی بودن خاک‌ها و انجام آبیاری سنگین، از جمله دلایل اصلی کمبود آهن در گیاهان زراعی از جمله سیب‌زمینی محسوب می‌شود (۲۰). برخی گزارش‌ها نشان داده که دو عنصر آهن و روی در گیاه سیب‌زمینی بر یکدیگر اثر هم‌افزایی^۱ داشته به طوری که جذب و تجمع آهن در غده سیب‌زمینی، جذب روی را نیز در این گیاه افزایش می‌دهد (۷).

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد ضریب تغییرات عناصر ریزمغذی در مقایسه با عناصر پرمصرف زیادتر بوده، به عبارتی کودهای حاوی عناصر پرمصرف در مقایسه با عناصر کم‌مصرف به صورت همگن‌تر در مزارع استفاده شده‌اند. بر اساس شاخص DOP، تمامی مزارع مورد بررسی در این پژوهش، از نظر غلظت عناصر مورد بررسی دچار کمبود یا بیش‌بود بوده و عدم تعادل تغذیه‌ای در تمامی آنها وجود داشت. ۳۶ درصد از مزارع مورد بررسی، دارای کمبود پتاسیم و در مقابل، ۸۰ درصد از این مزارع دارای زیادبود نیتروژن بودند. در بین عناصر کم‌مصرف، روی و در مرحله بعدی، آهن بیشترین میزان کمبود را دارا بودند. در مجموع، در مزارع سیب‌زمینی استان، پتاسیم و روی بایستی در اولویت کوددهی قرار گیرد.

جدول ۳- مقادیر غلظت، DOP و NOPR در مزارع با عملکرد کم

Table 3- Concentration, DOP and the nutrients order of plant requirement in low-yielding farms

شماره مزرعه Field number		نیتروژن N	فسفر P	پتاسیم K	آهن Fe	منگنز Mn	روی Zn	مس Cu
18	Concentration (%) غلظت (%)	4.87	0.29	4.24	242	144	24	15
	DOP	4.73	-10.42	-0.98	27.28	16.25	-31.79	20.60
	ترتیب نیاز عناصر غذایی NOPR	Zn > P > K						
19	Concentration (%) غلظت (%)	5.2	0.39	5.07	498	158	31	23
	DOP	11.83	20.46	18.41	161.93	27.55	-11.90	84.92
	ترتیب نیاز عناصر غذایی NOPR	Zn						
20	Concentration (%) غلظت (%)	5.7	0.46	4.31	175	123	37	13
	DOP	22.58	42.08	0.66	-7.96	-0.71	5.15	4.52
	ترتیب نیاز عناصر غذایی NOPR	Fe > Mn						
11	Concentration (%) غلظت (%)	5.62	0.48	4.69	327	88	25	7
	DOP	20.86	48.26	9.53	71.99	-28.96	-28.95	-43.72
	ترتیب نیاز عناصر غذایی NOPR	Cu > Mn > Zn						
22	Concentration (%) غلظت (%)	3.88	0.30	4.24	118	121	32	13
	DOP	-16.56	-7.34	-0.98	-37.94	-2.32	-9.06	4.52
	ترتیب نیاز عناصر غذایی NOPR	Fe > N > Zn > P > Mn > K						
12	Concentration (%) غلظت (%)	5.59	0.67	3.94	358	133	31	24
	DOP	20.22	106.95	-7.98	88.30	7.37	-11.90	92.96
	ترتیب نیاز عناصر غذایی NOPR	Zn > K						
13	Concentration (%) غلظت (%)	4.31	0.27	4.88	125	199	29	21
	DOP	-7.31	-16.60	13.97	-34.25	60.65	-17.58	68.84
	ترتیب نیاز عناصر غذایی NOPR	Fe > Zn > P > N						
15	Concentration (%) غلظت (%)	5.49	0.44	4.13	464	112	28	16
	DOP	18.06	35.91	-3.55	144.05	-9.59	-20.43	28.64
	ترتیب نیاز عناصر غذایی NOPR	Zn > Mn > K						
23	Concentration (%) غلظت (%)	4.79	0.39	4.69	465	160	24	15
	DOP	3.01	20.46	9.53	144.58	29.16	-31.79	20.60
	ترتیب نیاز عناصر غذایی NOPR	Zn						
25	Concentration (%) غلظت (%)	5.59	0.38	4.35	140	228	29	16
	DOP	20.22	17.37	1.59	-26.36	84.06	-17.58	28.64
	ترتیب نیاز عناصر غذایی NOPR	Fe > Zn						
8	Concentration (%) غلظت (%)	5.12	0.34	3.04	149	131	28	15
	DOP	10.11	5.02	-29.00	-21.63	5.75	-20.43	20.60
	ترتیب نیاز عناصر غذایی NOPR	K > Fe > Zn						
9	Concentration (%) غلظت (%)	4.41	0.27	5.84	235	112	23	9
	DOP	-5.16	-16.60	36.39	23.60	-9.59	-34.64	-27.64

ترتیب نیاز عناصر غذایی		Zn > Cu > P > Mn > N						
NOPR								
24	Concentration (%) غلظت (%)	4.91	0.31	5.26	515	115	32	16
	DOP	5.59	-4.25	22.84	170.87	-7.16	-9.06	28.64
ترتیب نیاز عناصر غذایی		Zn > Mn > P						
NOPR								
26	Concentration (%) غلظت (%)	5.58	0.49	4.45	128	116	14	7
	DOP	20.00	51.35	3.93	-32.68	-6.36	-60.21	-43.72
ترتیب نیاز عناصر غذایی		Zn > Cu > Fe > Mn						
NOPR								

منابع

- 1- Boostani H.R., Najafi-Ghiri M., Amin H., and Mirsoleimani A. 2019. Zinc desorption kinetics from some calcareous soils of orange (*Citrus sinensis* L.) orchards, southern Iran. *Soil Science and Plant Nutrition*, 65: 20-27.
- 2- Emami A. 1996. Methods of plant analysis, 982: 80-93. (In Persian with English abstract)
- 3- Fernández-Martínez M., Vicca S., Janssens I.A., Espelta J.M., and Peñuelas J. 2017. The role of nutrients, productivity and climate in determining tree fruit production in European forests. *New Phytologist* 213: 669-679.
- 4- Feyzizadeh M., and Samadi A. 2016. Comparing of deviation from optimum percentage (DOP) method and diagnostic recommendation integrated system (DRIS) for nutritional balances of onion (*Allium cepa* L.). *Water and soil science*, 25(2): 271-286. (In Persian with English abstract)
- 5- Goodarzi F. 2019. Increase storage and improve the quality characteristics of potatoes by managing the use of nitrogen fertilizers. *Applied Science of Potatoes* 1: 33-39. (In Persian with English abstract)
- 6- Ghoreyshi S.J., Sepehr E., and Samadi A. 2017. Evaluation nutritional status of watermelon (*Citrullus vulgaris*) by deviation from optimum percentage (DOP) method in Poldasht, west Azerbaijan. *Applied Soil Research* 5(2): 40-51. (In Persian with English abstract)
- 7- Hadi M., Taheri R., and Balali G. 2015. Effects of iron and zinc fertilizers on the accumulation of Fe and Zn ions in potato tubers. *Journal of Plant Nutrition* 38: 202-211.
- 8- Hassanpanah D., Akhavan K., and Moosapour Gorji A. 2018. Appropriate cultivation arrangement in drip irrigation in order to increase yield and consumption efficiency of water in potato fields, *Applied Science of Potatoes* 2: 17-22. (In Persian with English abstract)
- 9- Iwama K. 2008. Physiology of the potato: new insights into root system and repercussions for crop management. *Potato Research* 51: 333-353.
- 10- Jalali A.H. 2014. Management of potassium application for potato cultivation in saline soil and water conditions. *Journal of Land Management* 2(1): 1-16. (In Persian with English abstract)
- 11- Madani H., Hoseinkhani R., and Sajedi N.A. 2010. Study of the effect of different levels of potassium sulfate and zeolite on yield and yield components of potatoes in Arak region. *New Finding in Agriculture* 4(1): 37-48. (In Persian with English abstract)
- 12- Malakouti M.J., Shahabi A.A., and Bazargan K. 2017. Potassium in agriculture. Moballeghan publication, Tehran, Iran.
- 13- Miyu M., Sarma P., Warade S., Hazarika B., Debnath P., Ramjan M., and Ansari M.T. 2019. Effect of foliar application of micronutrients on potato (*Solanum tuberosum* L.) cv. "Kufri Joyti" for growth, yield & quality attributes. *International Journal of Chemical Studies* 7: 4813-4817.
- 14- Motalebifard R. 2018. Potato nutrition management. Publication of agricultural education, Karj, Iran.
- 15- Motalebifard R., Tehrani M.M., and Basirat M. 2020. Investigation of soil fertility status in potato cultivation lands and improvement strategies in East Azarbaijan province. *Applied Science of Potatoes* 1: 25-31. (In Persian with English abstract)
- 16- Mourão Filho F.D. 2004. DRIS: Concepts and applications on nutritional diagnosis in fruit crops. *Scientia Agricola*, 61: 550-560.
- 17- Mugo J.N., Karanja N.N., Gachene C.K., Dittert K., Nyawade S.O., and Schulte-Geldermann E. 2020. Assessment of soil fertility and potato crop nutrient status in central and eastern high lands of Kenya. *Scientific Reports* 10: 1-11.
- 18- Reuter D.J., and Robinson J.B. 1997. Plant analysis: an interpretation manual. CSIRO Publication, Collingwood, Australia.
- 19- Sandaña P., Orena S., Rojas J.S., Kalazich J., and Uribe M. 2020. Critical value of soil potassium for potato crops in volcanic soils. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 2: 1-7.
- 20- Shahsavandi F., Eshghi S., Gharaghani A., Ghasemi-Fasaei R., and Jafarinia M. 2020. Effects of bicarbonate

- induced iron chlorosis on photosynthesis apparatus in grapevine. *Scientia Horticulturae* 270: 1-8.
- 21- Tadayonnejad M., Dehghani M., Yahyaabadi M., and Parsadoost F. 2009. Investigation of nutritional status of greenhouse cucumber by the method of deviation from optimum percentage in greenhouses of Falavarjan city. p. 88-89. In *Proceedings of the First National Congress of Hydroponics and Greenhouse Products*, 25 Jun. 2009. Soiless Cultivation Research Center, Esfahan, Iran.
- 22- Tehrani M.M., Balali M.R., Moshiri F., and Daryashenas A.M. 2012. Fertilizer recommendation and estimation in Iran, challenges and solution. *Soil Research (Soil and Water Sciences)* 26(2): 123-144. (In Persian with English abstract)
- 23- Zaremehrijardi M., Okhovatian Ardakani A.R., and Dehghani F. 2019. Introduction of DOP index and its use for interpretation of results of leaf decomposition of greenhouse cucumber. *Greenhouse Vegetable Magazine* 2(1): 9-21. (In Persian with English abstract)



Investigation of Nutritional Status of Potato (*Solanum tuberosum* L.) in Khorasan Razavi Province by "Deviation from Optimum Percentage" (DOP) Method

M. Dadivar^{1*}- B. Atarodi²

Received: 15-09-2020

Accepted: 14-12-2020

Introduction: Because leaf is the main and most important organ of plant metabolism, therefore, its analysis and interpretation of the results using standard methods, can help to provide an optimal fertilizer program. There are different methods for interpreting the results of decomposition of plant leaves, including critical concentration values and sufficiency ranges. The main drawback of these methods is that only the concentrations of each nutrients are considered and the balance of these nutrients is not considered. The DOP is one of the most up-to-date methods for interpreting the results of leaf decomposition. In this method, the relationship between the concentration of the nutrient and the reference concentration is used instead of the mere concentration of nutrients. Due to insufficient information about the optimal level of nutrients and nutritional status of potato in Khorasan Razavi province, the present study was conducted by using the DOP index to assess the balance of nutrients and to determine the order of nutrient requirement for this plant.

Materials and Methods: In order to have a database, 30 potato fields were selected from the major cultivation areas of this crop in Fariman, Torbat-e Heydarieh, and Quchan counties. Among these fields - based on questionnaires completed by farmers - those with good management and high yield (above average) were selected to determine the reference concentration. Accordingly, out of 30 surveyed fields, 16 fields were selected as reference fields and 14 fields as non-reference fields. In each field, before flowering and at the beginning of tuber formation, a composite sample of leaves (from fully developed leaves) was prepared, transferred to the laboratory, rinsed with distilled water and 20 mM EDTA solution, oven dried at 50 °C, ground, digested and analyzed for determining the macro and micro nutrients concentrations by atomic absorption spectrometry (AAS) - (Perkin Elmer, 2380). According to leaf analysis results, some statistical indices, including the maximum, minimum, mean, standard deviation, and coefficient of variation of data in both groups of reference and non-reference fields, were calculated. Furthermore, the reference concentration (C_{ref}) and DOP indices were calculated to evaluate nutritional status of potato and priority nutrients requirement in low-yielding fields.

Results and Discussion: The results of this study showed that the coefficient of variation of micronutrients was higher than that of macronutrients, stating that fertilizers containing macronutrients have been used more homogeneously by farmers, compared to those containing micronutrients. Using nutrients concentration in high yielding fields, C_{ref} was obtained for N, P and K nutrients 4.65, 0.32 and 4.28 percent respectively. In addition, Fe, Mn, Zn and Cu C_{ref} values were 190.13, 123.88, 35.19 and 12.44 mg/kg respectively. The results also showed that absolute value of DOP index for all nutrients was greater than zero, indicating imbalance of absorbed nutrients by potato. Due to the fact that the concentration of nutrients in the leaves is a function of the amount of nutrients in the soil, so these data indicate the lack of proper management and imbalance fertilizer application in the studied fields. Among macronutrients, potassium had negative indices in 36% of the studied fields while nitrogen had positive indices in 80% of the studied fields. In other words, most cultivated potatoes of Khorasan Razavi province suffer from K deficiency and excessive N. Due to consecutive cultivation, excessive use of nitrogen fertilizers such as urea and low consumption of potassium fertilizers, higher amount of potassium harvested from the soil as compared with that released from the soil, potassium deficiency is observed in many potato fields. Among micronutrients, zinc had highest negative indices in 57% of the studied fields.

1- Soil and Water Research Department, Khorasan Razavi Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Mashhad, Iran

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

2- Assistant Professor of Soil and Water Research Department, South Khorasan Agricultural and Natural Resources Research and Education Centre, AREEO, Birjand, Iran

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.88338

After Zn, Fe had the most negative index (highest deficiency) in 35% of fields. Excessive consumption of phosphate fertilizers and lack of sufficient organic matter in soils are the main reasons of iron and zinc deficiency in soils and agricultural products in Razavi Khorasan province.

Conclusion: Overall, the results showed an imbalance of all absorbed nutrients by potato and imbalance application of fertilizer in the studied fields. Due to the severe deficiency of K and Zn, fertilization of these two nutrients should be a priority in nutrition management programs in the province's potato fields.

Keywords: Concentration, DOP, Fertilizer, Nutritional nutrients



مقاله پژوهشی

پیامد آلودگی هم‌زمان کادمیم و سرب بر شاخص‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک

ناهید آزادی^{۱*} - فایز رئیسی^۲

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۷/۲۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۲۶

چکیده

آلودگی خاک به کادمیم و سرب از جمله تنش‌های مهم و متداول رو به گسترش در محیط است که رشد و فعالیت جمعیت میکروبی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند. این دو فلز سمی ممکن است به صورت منفرد و یا هم‌زمان در خاک وجود داشته باشند. گرچه اثر منفرد آن‌ها بر ویژگی‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک شناخته شده است، اما اثر مشترک آن‌ها بر کارکرد میکروبی هنوز مشخص نیست. از این رو، هدف پژوهش حاضر بررسی اثر برهم‌کنش کادمیم و سرب بر برخی ویژگی‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی در یک خاک آهکی طی ۱۲۰ روز انکوباسیون بود. آزمایش به صورت فاکتوریل (شامل دو سطح کادمیم و دو سطح سرب) در قالب طرح کاملاً تصادفی و در شرایط آزمایشگاهی اجرا شد. نتایج نشان داد که حضور هم‌زمان کادمیم و سرب موجب افزایش غلظت قابل جذب این فلزات و ضریب ویژه تنفسی در مقایسه با خاک‌های تیمار شده با حضور منفرد این فلزات گردید. همچنین حضور هم‌زمان دو فلز موجب کاهش بیشتر معدنی‌شدن کربن و نیتروژن، آمونیفیکاسیون آرژنین، سرعت نیترات‌سازی، کربن و نیتروژن زیست‌توده میکروبی، تنفس پایه، تنفس ناشی از سوختن و فعالیت آنزیمی (اوره‌آز، آریل سولفاتاز، فسفوموناستراز قلیایی، دهیدروناز، کاتالاز و هیدرولیز فلوروسین دی‌استات) در مقایسه با تیمارهای با حضور منفرد کادمیم و سرب شد. بنابراین، حضور هم‌زمان دو فلز، اثرات منفی و بازدارندگی یکدیگر را بر رشد و فعالیت جمعیت میکروبی و کیفیت زیستی خاک تشدید می‌کنند. این یافته‌ها نشان می‌دهند که هنگام ارزیابی خطر اکولوژیکی کادمیم و سرب در محیط‌های آلوده باید اثر متقابل آن‌ها بر جامعه خاکزیان نیز مورد توجه قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی هم‌زمان فلزات، فعالیت آنزیمی، فعالیت میکروبی، کارکرد میکروبی، مدل بلیس

مقدمه

یک تهدید جدی برای امنیت غذایی و سلامت انواع موجودات زنده و محیط‌زیست می‌باشد (۳۸ و ۳۹). در خاک‌های آلوده، فلزات سمی معمولاً به‌طور هم‌زمان وجود دارند و اغلب با یکدیگر برای مکان‌های جذب رقابت می‌کنند (۲۰ و ۳۱). حضور هم‌زمان فلزات سمی تمایل این فلزات برای جذب بر سطوح ذرات معدنی و آلی خاک را کاهش می‌دهد و منجر به بروز خطرات جدی آلودگی فلزات با تمایل جذبی کمتر و تحرک بیشتر می‌شود (۲۳). در چنین شرایطی ریزجانداران خاک که نقش مؤثری در بسیاری از فرآیندهای مهم خاک (چرخه عناصر غذایی، تجزیه مواد آلی، تشکیل ساختمان خاک، بهبود و ارتقاء رشد گیاه و حاصلخیزی خاک) دارند (۶ و ۳۲) در معرض فلزات سمی با تحرک و سمیت شدیدتر قرار می‌گیرند و فراوانی، فعالیت و ساختار جمعیت میکروبی خاک مختل می‌شود و در نهایت عواقب اکولوژیکی زیان‌باری از جمله کاهش کیفیت خاک را به دنبال دارد (۳۴، ۴۷ و ۴۹). کادمیم (Cd^{2+}) و سرب (Pb^{2+}) از جمله فلزات کاملاً سمی و با تحرک بالا هستند که به دلیل منشاء مشترک (۳ و ۲۹) و سمیت شدیدی که دارند اغلب در لایه‌های سطحی خاک‌های آلوده به‌طور

آلودگی خاک سطحی به انواع فلزات سمی که عمدتاً به دلیل دخالت انسان از جمله فعالیت‌های کشاورزی (کاربرد کودهای کشاورزی، آفت‌کش‌ها و پساب‌ها) و صنعتی (استخراج و ذوب سنگ های معدنی فلزدار، افزایش خودروسازی، دفن و انباشت زباله و فاضلاب) می‌باشد، یکی از معضلات زیست‌محیطی پیش‌رو جوامع مدرن امروزی است که در سال‌های اخیر به دلیل ایجاد سمیت بالا در خاک همواره مورد توجه عموم مردم، دولت و متخصصان محیط‌زیست قرار گرفته است (۳ و ۱۸). فلزات سمی بر خلاف آلاینده‌های آلی تجزیه‌ناپذیر هستند و در خاک برای مدت طولانی‌تری باقی می‌مانند و سمیت، تجمع و زیست‌فراهمی بالای آن‌ها و ورود به زنجیره غذایی

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی دکتری و استاد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

(*- نویسنده مسئول)

(Email: nahidazadi93@gmail.com)

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.88895

مواد و روش‌ها

به‌منظور بررسی اثر حضور منفرد و هم‌زمان کادمیم و سرب بر شاخص‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک آزمایش به‌صورت فاکتوریل با دو سطح آلودگی کادمیم (صفر و ۱۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک با استفاده از کلرید کادمیم) و دو سطح آلودگی سرب (صفر و ۱۵۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک با استفاده از کلرید سرب) در قالب طرح پایه کاملاً تصادفی در ۳ تکرار در شرایط آزمایشگاهی انجام شد. برای تهیه خاک، یک خاک آهکی در دشت شهرکرد از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری آن به مقدار مورد نیاز جمع آوری و پس از انتقال به آزمایشگاه و هوا خشک شدن، کوبیده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد و تا زمان شروع آزمایش در ظروف در بسته نگهداری گردید. قبل از اعمال تیمارها و شروع آزمایش، خاک مورد استفاده در ۳ تکرار مورد تجزیه فیزیکی و شیمیایی قرار گرفت. خاک مورد آزمایش دارای $pH=7/9$ ، قابلیت هدایت الکتریکی (عصاره اشباع) $1/3$ دسی‌زیمنس بر متر، کربن آلی $4/7$ گرم بر کیلوگرم، نیتروژن کل خاک $0/39$ گرم بر کیلوگرم، کربنات کلسیم معادل 280 گرم بر کیلوگرم و بافت خاک به روش هیدرومتری لوم رسی بود. غلظت کادمیم و سرب کل به ترتیب $0/2$ و 20 میلی‌گرم بر کیلوگرم و غلظت قابل‌دسترس آن‌ها پس از عصاره‌گیری با $DTPA$ و TEA به ترتیب صفر و $0/6$ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود.

مقادیر لازم از کلرید کادمیم و کلرید سرب جهت رسیدن به سطوح کادمیم و سرب مورد نظر توزین و به خاک اضافه و در نهایت به‌طور کامل مخلوط شد. سپس به‌منظور توزیع کامل فلزات در ماتریکس خاک و برقراری حالت شبه‌تعادل و نیز نزدیک شدن خاک‌های تیمار شده به شرایط آلودگی به مدت یک ماه در داخل ظروف در شرایط آزمایشگاه قرار داده شدند. طی این مدت رطوبت خاک در دامنه $70-60$ درصد ظرفیت مزرعه و دمای معمولی محیط نگهداری شد. در نهایت با اعمال آلودگی، نمونه‌ها در دو سری تهیه گردید. در سری اول جهت اندازه‌گیری معدنی‌شدن کربن و سایر ویژگی‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی در پایان انکوباسیون، 150 گرم خاک خشک (105 درجه سلسیوس) در جارهای پلاستیکی یک لیتری انتقال داده شد. در سری دوم به‌منظور اندازه‌گیری معدنی‌شدن نیتروژن، 250 گرم خاک خشک تیمار شده در جارهای پلاستیکی یک لیتری توزین شد. جهت نزدیک شدن خاک‌های تیمار شده به شرایط طبیعی و برقراری تعادل نسبی و نیز فعال‌شدن مجدد^۱ جامعه میکروبی، نمونه‌ها به‌مدت 20 روز در دمای معمولی محیط پیش انکوباسیون شدند. در پایان پیش‌انکوباسیون نمونه‌ها تا انتهای دوره

هم‌زمان وجود دارند (16 ، 19 ، 30 ، 48 و 49). نتایج حاصل از پژوهش‌های بسیاری از محققان نشان می‌دهد که آلودگی کادمیم و سرب به تنهایی (34 ، 38 و 39) و یا به‌طور هم‌زمان (16 ، 19 ، 30 ، 48 و 49) در خاک موجب کاهش فعالیت و فراوانی جمعیت میکروبی، سرعت بازچرخ عناصر، سرعت فرایندهای بیوشیمیایی، تجزیه مواد آلی و فعالیت آنزیمی خاک می‌گردد. حضور هم‌زمان کادمیم و سرب تمایل این دو فلز برای جذب در فاز جامد خاک را کاهش می‌دهد و افزایش تحرک کادمیم و سرب منجر به خطرات جدی آلودگی فلزات با قدرت رقابت و تمایل جذبی کمتر برای گیرنده‌های زیستی می‌شود. بنابراین حضور هم‌زمان فلزات سمی در مقایسه با حضور انفرادی آن‌ها تأثیر منفی بیشتری بر جمعیت میکروبی و فعالیت آنزیمی خاک دارد (16 ، 30 ، 49 و 50). هانگ و همکاران (16) به بررسی اثر متقابل کادمیم و سرب بر فراوانی و فعالیت جمعیت میکروبی و آنزیمی در یک خاک آهکی پرداختند. نتایج آن‌ها نشان داد که آلودگی کادمیم و سرب به تنهایی موجب کاهش فراوانی جمعیت قارچی و باکتریایی، کربن زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیمی (اوره‌آز، دهیدروژناز، فلوروسین دی‌استات، اینورتاز و بتا-گلوکوزیداز) شده است. همچنین حضور هم‌زمان دو فلز در مقایسه با حضور منفرد آن‌ها موجب کاهش بیشتر این ویژگی‌های میکروبیولوژیکی شده است (16). در پژوهش دیگر، زو و همکاران (49) با بررسی برهم‌کنش کادمیم و سرب بر فعالیت و عملکرد جمعیت میکروبی خاک گزارش نمودند که اثر بازدارندگی حضور هم‌زمان کادمیم و سرب بر فعالیت و عملکرد جمعیت میکروبی بیشتر از مجموع اثر کادمیم و سرب به تنهایی است. این نتایج نشان می‌دهند که حضور هم‌زمان کادمیم و سرب با افزایش تحرک و قابلیت جذب این دو فلز سمی اثرات منفی و بازدارندگی یکدیگر را بر فعالیت و عملکرد جمعیت میکروبی خاک تشدید می‌کنند (16 ، 30 ، 49 و 50). بنابراین، با توجه به آلودگی روزافزون خاک به فلزات سمی بررسی و شناخت وجود یا عدم وجود برهم‌کنش بین این فلزات می‌تواند در مدیریت و حفاظت خاک به‌طور عام و سلامت ریزجانداران به‌طور خاص حائز اهمیت باشد. در اغلب بررسی‌های انجام شده تأثیر کادمیم و سرب بر شاخص‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک به‌صورت جداگانه مورد مطالعه قرار گرفته است و کمتر به برهم‌کنش یا اثر حضور هم‌زمان این دو فلز بر خاک و جمعیت میکروبی آن پرداخته شده است که نیازمند مطالعه و بررسی بیشتر در این زمینه می‌باشد. ازین‌رو، این پژوهش با هدف ارزیابی پاسخ برخی از شاخص‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک‌های آلوده به کادمیم و سرب به تنهایی و به‌صورت هم‌زمان در شرایط آزمایشگاهی انجام گرفت. در این پژوهش فرض شد که حضور هم‌زمان کادمیم و سرب اثر منفی و بازدارندگی بیشتری بر شاخص‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک در مقایسه با حضور انفرادی آن‌ها دارد.

(Y_{Cd-Pb}) کوچک‌تر از $(Y_{Cd-Pb})_P$ باشد به این رابطه پادکرداری یا آنتاگونیسمی^۶ گفته می‌شود (۵۱):

$$(Y_{Cd-Pb})_O \begin{cases} = (Y_{Cd-Pb})_P & \text{هم‌افزا} \\ > (Y_{Cd-Pb})_P & \text{هم‌کرداری} \\ < (Y_{Cd-Pb})_P & \text{پادکرداری} \end{cases} \quad (2)$$

پس از محاسبه اثرات مشاهده شده و پیش‌بینی شده، مقادیر حد اطمینان (Confidence interval, $CI_{95\%}$) در سطح ۵ درصد برای مقادیر مشاهده شده مطابق رابطه‌ی ۳ جهت بررسی آماری اختلاف معنی‌دار بین مقادیر مشاهده شده و پیش‌بینی شده محاسبه و مقایسه شد تا ماهیت اثر متقابل تنش‌ها با استفاده از رابطه مستقل بلیس تعیین گردد.

$$CI_{95\%} = 4/30.3 (SE) \quad (3)$$

که در این رابطه ضریب $4/30.3$ مقدار $\alpha/2$ با درجه آزادی ۲ (n = تعداد نمونه) و SE خطای استاندارد می‌باشند.

نتایج و بحث

کادمیم و سرب قابل جذب

نتایج جدول ۱ نشان داد که غلظت کادمیم و سرب قابل جذب در حضور هم‌زمان دو فلز (به ترتیب $3/1$ و $45/2$ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در مقایسه با حضور منفرد این فلزات (به ترتیب $2/8$ و $42/1$ کیلوگرم بر کیلوگرم) به‌طور معنی‌دار ($p < 0.001$) بالاتر بود. مطالعات دیگر نیز گزارش کردند که حضور هم‌زمان کادمیم و سرب در خاک‌های آلوده، به انتشار یکدیگر و ورود آن‌ها به بخش محلول خاک کمک می‌کند و به این ترتیب غلظت قابل جذب آن‌ها در مقایسه با حضور منفرد این دو فلز افزایش می‌یابد (۱۲، ۱۹ و ۴۶). همچنین نتایج نشان داد که در خاک‌های تیمار شده با حضور هم‌زمان دو فلز، کادمیم و سرب برای قرار گرفتن در مکان‌های جذب با هم رقابت می‌کنند و به دنبال این جذب رقابتی غلظت کادمیم قابل جذب (۹ درصد) بیشتر از غلظت سرب قابل جذب (۷ درصد) بود. زیرا کادمیم از جمله عناصری است که دارای تحرک بالایی می‌باشد. بنابراین، زیست‌فراهمی بالایی نسبت به سرب دارد (۱۳ و ۴۸). در هماهنگی با نتایج این پژوهش زین و همکاران (۴۸) گزارش نمودند که کادمیم و سرب اغلب به‌طور هم‌زمان در خاک وجود دارند و برای جذب بر سطوح ذرات خاک با هم رقابت می‌کنند و جذب رقابتی موجب افزایش حلالیت و تحرک کادمیم و وارد شدن این فلز در فاز محلول خاک می‌شود. در بررسی دیگر، گومز و همکاران (۱۳) پس از مطالعه جذب رقابتی فلزات سمی

آزمایش (۱۲۰ روز) در انکوباتور و در دمای 25 ± 1 درجه سلسیوس و رطوبت ۶۰-۷۰ درصد ظرفیت مزرعه نگهداری شدند. در طول مدت زمان انکوباسیون تنفس میکروبی و معدنی‌شدن نیتروژن (آمونیم و نیترات) هر ۱۰ روز یک‌بار اندازه‌گیری شد (۲). در پایان انکوباسیون کادمیم و سرب قابل جذب (۲۱)، کربن و نیتروژن زیست‌توده میکروبی (۱۷)، آمونیفیکاسیون آرژنین (۱)، سرعت نیترات‌سازی (۱)، تنفس پایه میکروبی (۲)، تنفس ناشی از سوبسترا (۲) و آنزیم‌های اوره‌آز (۲)، آرپیل سولفاتاز (۴۱)، فسفوموناستراز قلیایی (۴۰)، دهیدروژناز (۴۲)، کاتالاز (۲۲) و هیدرولیز فلوروسین دی‌استات (۱۴) اندازه‌گیری شد.

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها براساس آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار و مقایسه میانگین‌ها با آزمون Tukey در سطح احتمال $\alpha = 0.05$ با استفاده از نرم‌افزار Minitab 18.1 انجام شد. در این پژوهش برای تعیین نوع و ماهیت اثرات متقابل (هم‌کرداری و پادکرداری) بین کادمیم و سرب از مدل مستقل بلیس^۱ یا مدل جمع‌پذیری بلیس^۲ استفاده شد (۵۱). از مدل جمع‌پذیری یا مدل مستقل بلیس برای تعیین نوع و ماهیت اثرات متقابل انواع تنش‌ها در اکولوژی خاک استفاده می‌شود (۷، ۲۳ و ۳۳). اساس و پایه‌ی نظری مدل مستقل بلیس، غیر وابستگی یا بدون اثر متقابل^۳ بر مبنای تئوری احتمالات است. این بدان معنا است که دو تنش در ترکیب با یکدیگر تداخل ندارند، اما هر دو منجر به یک نتیجه مشابه می‌شوند. در این مدل چنین فرض می‌شود که دو تنش با یک مکانیسم مشابه عمل نمی‌کنند. در حقیقت، در این مدل اثرات پیش-بینی شده (P) با اثرات مشاهده شده (O) در حضور دو عامل (در این‌جا کادمیم و سرب) مقایسه و نوع اثرات متقابل مشخص می‌شود. مدل مستقل بلیس به‌صورت زیر توصیف می‌گردد:

$$(Y_{Cd-Pb})_P = Y_{Cd} + Y_{Pb} - (Y_{Cd} \times Y_{Pb}) \quad (1)$$

که در آن $(Y_{Cd-Pb})_P$ اثرات پیش‌بینی شده در حضور هم‌زمان کادمیم (Cd) و سرب (Pb)، (Y_{Cd}) اثر مشاهده شده در حضور منفرد کادمیم و (Y_{Pb}) اثر مشاهده شده در حضور منفرد سرب هستند. چنانچه اثر مشاهده شده $(Y_{Cd-Pb})_O$ با اثر پیش‌بینی شده $(Y_{Cd-Pb})_P$ برابر باشد، برهم‌کنش کادمیم و سرب هم‌افزا^۴ یا بدون اثر متقابل است. اگر اثر مشاهده شده بزرگ‌تر از اثر پیش‌بینی شده باشد، بین دو تنش رابطه هم‌کرداری یا سینرژیسمی^۵ وجود دارد درحالی‌که اگر O

1- Bliss Independence Model

2- Bliss Additivity Model

3- No interaction

4- Additive

5- Bliss synergism

6- Bliss antagonism

کربنات کلسیم هستند (۳۶). عثمان (۴۳) در بررسی جذب فلزات سمی نشان داد که ترجیح بیشتر جذب برای یک فلز (مانند سرب) در مقایسه با فلزات دیگر ممکن است به یک سری عوامل از جمله ثابت هیدرولیز بزرگتر و بنابراین سهولت هیدرولیز، وزن اتمی بیشتر، شعاع یونی بیشتر و در نتیجه شعاع هیدراته کوچکتر و الکترونگاتیوی بیشتر نسبت داده شوند. بررسی نتایج به دست آمده از معادله مستقل بلیس (جدول ۲) نشان داد که اثر مشترک کادمیم و سرب بر قابلیت جذب آن‌ها هم‌کرداری است. به عبارتی حضور یک فلز اثر دیگر را تحریک نموده و غلظت قابل جذب و سمیت هر دو افزایش یافته است.

در خاک‌های آهکی برزیل توالی $Pb^{2+} > Cr^{3+} > Cu^{2+} > Cd^{2+} > Ni^{2+} > Zn^{2+}$ را نشان دادند. آن‌ها همچنین بیان کردند که در شرایط رقابتی سرب، کروم و مس کاتیون‌های فلزی هستند که با قدرت بیشتری جذب سطحی می‌شوند درحالی‌که روی، کادمیم و نیکل کم‌تر جذب شده‌اند. حلالیت و تحرک فلزات سمی در خاک به ویژگی‌های مختلف از جمله غلظت فلز، نوع و ویژگی‌های فلز و نیز عوامل محیطی (خاک) وابسته است (۱۵ و ۴۴). ویژگی‌های خاک که حلالیت و قابلیت دسترسی فلزات سمی را کنترل می‌کنند شامل pH، پتانسیل اکسید و احیا (رداکس)، نوع کانی‌های رس، حضور سایر یون‌ها (رقابت)، مواد آلی خاک، فراوانی و حضور اکسیدهای آهن، منگنز و

جدول ۱- تأثیر تیمارهای آزمایشی بر برخی از ویژگی‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک

Table 1- Effects of experimental treatments on soil biochemical and microbiological properties

ویژگی Property	تیمار Treatment				آماره P برای اثرات متقابل P value for interaction term
	شاهد (C)	Cd	Pb	Cd×Pb	
کادمیم قابل جذب Cd _{ava} (mg kg ⁻¹)	0.01 ^c ± 0.001	2.82 ^b ± 0.03	0.03 ^c ± 0.01	3.06 ^a ± 0.01	P < 0.001
سرب قابل جذب Pb _{ava} (mg kg ⁻¹)	1.08 ^c ± 0.01	1.61 ^c ± 0.02	42.11 ^b ± 0.2	45.23 ^a ± 0.08	P < 0.001
نیتروژن زیست‌توده میکروبی MBN (mg N kg ⁻¹)	12.3 ^a ± 0.01	9.9 ^b ± 0.27	8.4 ^c ± 0.13	5.7 ^d ± 0.17	P < 0.05
آمونیفیکاسیون آرژنین AA (mg NH ₄ -N kg ⁻¹ h ⁻¹)	2.04 ^a ± 0.03	1.22 ^c ± 0.06	1.44 ^b ± 0.05	1.06 ^d ± 0.02	P < 0.001
آمونیاک‌سازی تجمعی CAM (mg NH ₄ -N kg ⁻¹)	8.82 ^a ± 0.04	5.93 ^c ± 0.02	6.07 ^b ± 0.01	5.83 ^d ± 0.02	P < 0.001
نیترات‌سازی تجمعی CNI (mg NO ₃ -N kg ⁻¹)	35.81 ^a ± 0.54	23.07 ^c ± 0.30	24.24 ^b ± 0.31	21.42 ^d ± 0.03	P < 0.001
سرعت نیترات‌سازی NR (mg NO ₃ -N kg ⁻¹ week ⁻¹)	27.83 ^a ± 0.11	23.28 ^c ± 0.25	25.75 ^b ± 0.49	19.57 ^d ± 0.17	P < 0.05
تنفس پایه BR (mg C kg ⁻¹ day ⁻¹)	4.2 ^a ± 0.004	3.4 ^c ± 0.017	4.0 ^b ± 0.026	3.5 ^c ± 0.093	P < 0.05
تنفس ناشی از سوبسترا SIR (mg C kg ⁻¹ day ⁻¹)	39.9 ^a ± 0.05	33.3 ^b ± 0.2	31.0 ^c ± 0.6	29.1 ^d ± 0.6	P < 0.001
ضریب ویژه تنفسی qCO ₂ (μg CO ₂ mg ⁻¹ MBC day ⁻¹)	31.27 ^c ± 0.05	32.87 ^b ± 0.53	32.12 ^{bc} ± 0.37	36.31 ^a ± 0.35	P < 0.01
اوره‌آز URE (μmol NH ₄ -N g ⁻¹ h ⁻¹)	2.63 ^a ± 0.02	2.47 ^b ± 0.01	2.37 ^{bc} ± 0.05	2.36 ^c ± 0.02	P < 0.05
آریل سولفاتاز ARY (μmol PNP g ⁻¹ h ⁻¹)	3.3 ^a ± 0.02	2.4 ^c ± 0.08	3.2 ^a ± 0.1	2.7 ^b ± 0.04	P < 0.01
فسفوموناستراز قلیایی ALP (μmol PNP g ⁻¹ h ⁻¹)	14.6 ^a ± 0.3	9.8 ^c ± 0.2	14.2 ^a ± 0.1	10.5 ^b ± 0.1	P < 0.01
دهیدروژناز DEH (μmol TPF g ⁻¹ h ⁻¹)	0.207 ^a ± 0.0003	0.167 ^c ± 0.005	0.181 ^b ± 0.0001	0.148 ^c ± 0.001	P < 0.01
فلوروسین دی‌استات FDA (μmol Fluorescein g ⁻¹ h ⁻¹)	0.199 ^a ± 0.002	0.163 ^b ± 0.001	0.161 ^b ± 0.001	0.142 ^c ± 0.001	P < 0.001

در هر سطر میانگین‌های دارای حروف مشابه، فاقد اختلاف معنی‌دار بر اساس آزمون Tukey در سطح ۵ درصد هستند.

In each row the means sharing similar letters do not have significant differences by Tukey test at $P \leq 0.05$.

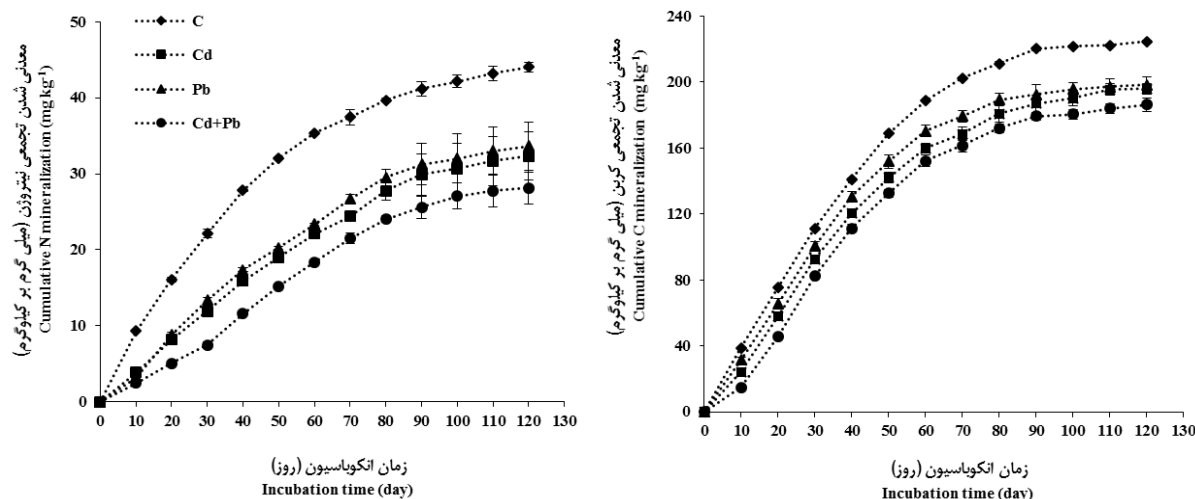
سازی تجمع می (۲۱ درصد)، آمونیاک‌سازی تجمع می (۳۹ درصد) و معدنی شدن نیتروژن (۲۵ درصد) شد. فلزات سمی از طریق جانشین شدن با عناصر ضروری، غیرفعال کردن گروه‌های عامل و تغییر اشکال فعال مولکول‌های زیستی از معدنی شدن نیتروژن (آمونیم و نیترات) جلوگیری می‌کنند. در واقع در شرایط تنش فلزات سمی، ریزجانداران خاک برای سازگاری با محیط به جای معدنی کردن نیتروژن این عنصر را جذب می‌کنند و این می‌تواند یکی از دلایل کاهش فرآیند معدنی شدن نیتروژن (آمونیم و نیترات) در خاک‌های آلوده باشد (۴ و ۹).

آمونیفیکاسیون آرژنین (AA) از جمله فرآیندهای معمول و مهم چرخه نیتروژن در خاک است و شاخص بسیار خوبی جهت تعیین میزان معدنی شدن نیتروژن توسط ریزجانداران خاک است (۵). نتایج تجزیه واریانس نشان می‌دهد که AA با آلودگی کادمیم و سرب ارتباط معنی‌دار ($p < 0.001$) دارد (جدول ۱) و خاک‌های تیمار شده با حضور منفرد کادمیم و سرب به ترتیب سبب کاهش ۴۰ و ۲۹ درصدی و حضور هم‌زمان دو فلز موجب کاهش بیشتر (۴۸ درصد) شد. فلزات سمی با خارج نمودن بستره از دسترس ریزجانداران خاکری و از بین بردن یا غیر فعال کردن ریزجانداران تجزیه کننده مواد آلی (۲۶، ۳۳ و ۳۵) موجب کاهش جمعیت آمونیفیکاتورها شده و در نتیجه تشکیل نیتروژن آمونیاکی از نیتروژن آلی و آمونیفیکاسیون آرژنین را کاهش می‌دهند.

پاسخ ویژگی‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۱) نشان داد که آلودگی کادمیم و سرب بر نیترات‌سازی تجمع می اثر معنی‌دار دارد ($p < 0.001$). نتایج نشان می‌دهد که حضور منفرد و هم‌زمان کادمیم و سرب به ترتیب موجب کاهش ۳۶، ۳۲ و ۴۰ درصدی نیترات‌سازی تجمع می در خاک شد (جدول ۱). همچنین نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که آلودگی کادمیم (۳۳ درصد) و سرب (۳۱ درصد) موجب کاهش آمونیاک‌سازی تجمع می و حضور هم‌زمان دو فلز به‌طور معنی‌دار ($p < 0.001$) سبب کاهش بیشتر (۳۴ درصد) این ویژگی در مقایسه با شاهد گردید (جدول ۱).

شکل ۱ نشان می‌دهد که کمترین میزان تجمع می معدنی شدن نیتروژن در خاک تیمار شده با حضور هم‌زمان کادمیم و سرب می‌باشد و بیشترین مقدار در خاک شاهد مشاهده شد. به‌طور کلی آلودگی کادمیم و سرب اثر بیشتری بر نیترات‌سازی تجمع می و در نتیجه معدنی شدن تجمع می نیتروژن داشت (جدول و شکل ۱). نتایج همبستگی داده‌ها (جدول ۳) نشان می‌دهد که بین نیترات‌سازی تجمع می، آمونیاک‌سازی تجمع می و معدنی شدن تجمع می نیتروژن خاک و غلظت کادمیم و سرب قابل جذب رابطه منفی و معنی‌دار ($p < 0.05$) وجود دارد. رئیسی و همکاران (۳۳) پاسخ برخی شاخص‌های بیوشیمیایی در خاک آلوده به کادمیم (۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) را بررسی و گزارش نمودند که آلودگی کادمیم موجب کاهش نیترات



شکل ۱- روند معدنی شدن تجمع می کربن و نیتروژن در خاک‌های تیمار شده با کادمیم ($Cd=10 \text{ mg kg}^{-1}$)، سرب ($Pb=150 \text{ mg kg}^{-1}$)، ترکیب دو فلز ($Cd+Pb$) و شاهد (C) ($n=3$)

Figure 1- The patterns of cumulative carbon (C) and nitrogen (N) mineralization in soils treated with Cd (10 mg kg^{-1}), Pb (150 mg kg^{-1}) pollution, their combination (Cd+Pb) and control (C) ($n=3$)

سرعت نیترات سازی (NR) نیز یکی دیگر از شاخص های میکروبی استاندارد در ارزیابی کیفیت خاک های آلوده به شمار می رود (۳۳). نتایج جدول ۱ نشان داد که حضور منفرد و هم زمان کادمیم و سرب موجب کاهش (به ترتیب ۱۶، ۷ و ۳۰ درصد) NR گردید

($p < 0.001$). علاوه بر این نتایج معادله مستقل بلیس نشان می دهد که آلودگی کادمیم و سرب اثر هم کرداری بر NR داشته است و موجب کاهش بیشتر این ویژگی شده است (جدول ۲).

جدول ۲- ماهیت نوع اثرات متقابل کادمیم و سرب بر برخی از ویژگی های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک بر اساس معادله مستقل بلیس (برای توضیحات بیشتر به متن مراجعه شود)

Table 2- The nature of the interactions of Cd and Pb pollution for soil chemical and microbiological properties on the basis of the Bliss independence model (see the text for more explanations)

ویژگی Property	تیمار Treatment					برهم کنشی Interaction
	Cd	Pb	(Cd×Pb) _o	(Cd×Pb) _p	CI _{95%}	
کادمیم قابل جذب Cd _{ava}	-191.7	-1.4	-208.3	-454.5	2.8	SYR*
سرب قابل جذب Pb _{ava}	-0.5	-37.9	-40.7	-57.0	0.3	SYR*
تنفس پایه BR	+0.20	+0.05	+0.18	+0.24	0.09	ANT ^{ns}
ضریب ویژه تنفسی qCO ₂	-0.05	-0.03	-0.16	-0.08	0.05	ANT*
تنفس ناشی از سوختن SIR	+0.16	+0.15	+0.30	+0.29	0.08	SYR*
کربن زیست توده MBC	+0.22	+0.04	+0.27	+0.25	0.07	SYR*
نیتروژن زیست توده MBN	+0.19	+0.32	+0.53	+0.45	0.06	SYR*
آمونیفیکاسیون آرژنین AA	+0.40	+0.29	+0.48	+0.58	0.04	ANT*
آمونیاک سازی تجمعی CAM	+0.33	+0.31	+0.34	+0.54	+0.01	ANT*
نیترات سازی تجمعی CNI	+0.36	+0.32	+0.40	+0.56	0.004	ANT*
معدنی شدن تجمعی نیتروژن CNM	+0.35	+0.31	+0.39	+0.55	0.01	ANT*
سرعت نیترات سازی NR	+0.16	+0.07	+0.29	+0.22	0.03	SYR*
فعالیت اوره آز URE	+0.06	+0.05	+0.11	+0.10	0.03	SYR*
فعالیت آریل سولفاتاز ARY	+0.27	+0.02	+0.16	+0.29	0.05	ANT*
فعالیت فسفوموناستراز قلیایی ALP	+0.33	-0.03	+0.28	+0.35	0.03	ANT*
فعالیت دهیدروژناز DEH	+0.19	+0.11	+0.29	+0.28	0.02	SYR*
فعالیت کاتالاز CAT	+0.04	+0.02	+0.07	+0.06	0.04	SYR ^{ns}
فعالیت فلوروسین دی استات FDA	+0.18	+0.19	+0.28	+0.34	0.02	ANT*

Cd: آلودگی کادمیم به تنهایی، Pb: آلودگی سرب به تنهایی، (Cd×Pb)_o: اثر مشترک مشاهده شده کادمیم و سرب، (Cd×Pb)_p: اثر مشترک پیش بینی شده کادمیم و سرب، CI 95%: حدود اطمینان در سطح احتمال ۹۵ درصد، Interaction: نوع اثر متقابل، SYN: (هم کرداری) و ANT: (پادکرداری). ^{ns}، * به ترتیب به مفهوم غیرمعنی دار و معنی دار در سطح ۵ درصد می باشد.
Cd: Cd-polluted soil, Pb: Pb-polluted soil, (Cd×Pb)_o: the observed effect of Cd and Pb, (Cd×Pb)_p: the predicted effect of Cd and Pb, CI_{95%} confidence interval at 95%; SYN synergistic, ANT antagonistic. ^{ns}, * non-significant and significant at 5 %, respectively.

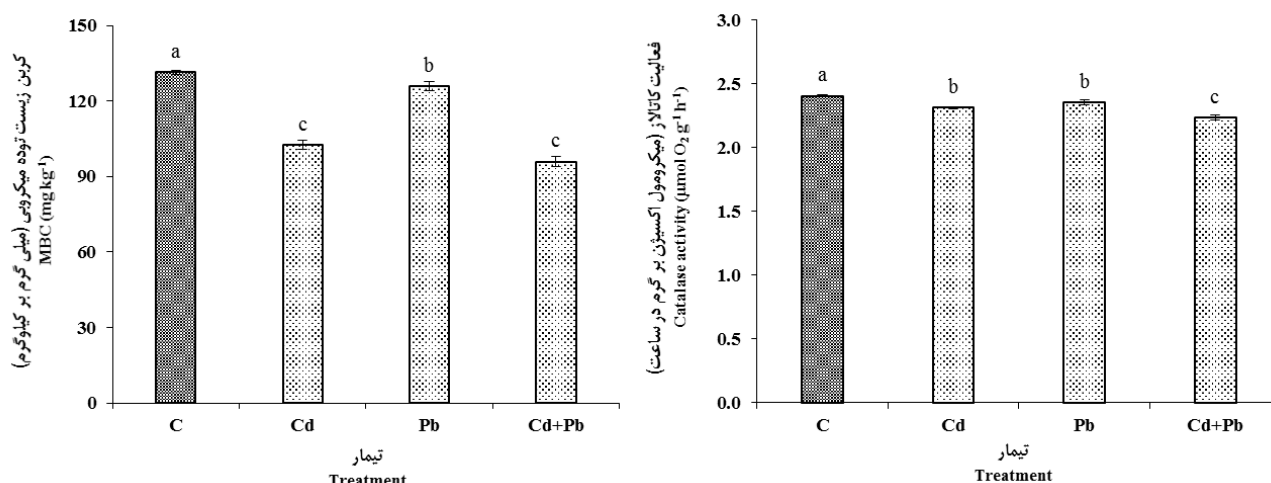
باکتری‌های مسئول نیترات‌سازی در خاک از بسترهای محدودی استفاده می‌کنند (۸). بنابراین با کاهش بسترهای مورد نیاز این باکتری‌ها در خاک‌های آلوده تولید آمونیوم و در نتیجه سرعت نیترات‌سازی در خاک کاهش می‌یابد. رئیسی و همکاران (۳۳) نشان دادند در خاک آلوده پتانسیل نیترات‌سازی کاهش می‌یابد.

معدنی‌شدن کربن آلی، تنفس پایه میکروبی (BR) و تنفس ناشی از سوبسترا (SIR) از جمله پارامترهای مهم برای پی بردن به فعالیت عمومی جمعیت میکروبی و نیز جمعیت فعال میکروبی خاک هستند و اندازه‌گیری این شاخص‌ها در تعیین بروز آلودگی‌های فلزات سمی همواره مورد توجه قرار می‌گیرد (۳۴، ۴۹ و ۵۰). نتایج این پژوهش نشان داد که میزان معدنی‌شدن کربن آلی در خاک تیمار شده با حضور هم‌زمان دو فلز همواره کمتر از تیمارهای آلوده به فلزات به تنهایی بود (شکل ۱). آلودگی کادمیم و سرب با ایجاد تنش در شرایط رشد میکروب‌های خاک موجب کاهش فعالیت و در نتیجه معدنی‌شدن کربن آلی در خاک می‌گردد. جدول ۱ نشان داد که اثر حضور هم‌زمان کادمیم و سرب بر BR و SIR معنی‌دار ($p < 0.05$) بود (جدول ۱). در خاک تیمار شده با حضور منفرد کادمیم و سرب به ترتیب ۲۱ و ۵ درصد BR در مقایسه با خاک شاهد کاهش یافت و حضور هم‌زمان دو فلز موجب کاهش (۱۸ درصد) این ویژگی شد (جدول ۱). همچنین جدول ۱ نشان داد که آلودگی کادمیم (۱۷ درصد) و سرب (۲۲ درصد) موجب کاهش SIR در مقایسه با شاهد گردید. شدت کاهش این ویژگی میکروبیولوژیکی در تیمار با حضور هم‌زمان دو فلز (۲۷ درصد) بیشتر بود. فلزات سمی با ایجاد سمیت باعث تأخیر در رشد ریزجاندانان فعال می‌شوند. نتایج بسیاری از مطالعات دیگر نیز کاهش میزان معدنی‌شدن کربن (۳۴ و ۴۹)، تنفس میکروبی خاک (۳۴) و تنفس ناشی از سوبسترا (۳۴) بر اثر آلودگی کادمیم و سرب گزارش نمودند. بر اساس نتایج معادله مستقل بلیس (جدول ۲) اثر آلودگی کادمیم و سرب بر SIR هم‌کرداری (سینرژیسمی) است. این نتایج نشان می‌دهد که کادمیم و سرب اثر بازدارندگی یکدیگر را تحریک نموده و کاهش بیشتر SIR در خاک تیمار شده با حضور هم‌زمان دو فلز را موجب می‌شوند. زیست‌توده میکروبی منبع مهم عناصر غذایی قابل جذب برای گیاه در خاک است و یکی از شاخص‌های مهم سلامت خاک به شمار می‌آید. در بسیاری از مطالعات از زیست‌توده میکروبی (MBC و MBN) و ضریب ویژه تنفسی (qCO_2) به عنوان شاخص‌های مناسب برای ارزیابی پاسخ میکروب‌ها به تنش‌های محیطی از جمله آلودگی به فلزات سمی استفاده می‌شود (۱۶، ۳۳، ۳۴ و ۴۹). نتایج این پژوهش نشان داد که اثر حضور هم‌زمان دو فلز بر زیست‌توده میکروبی (بجز MBC) معنی‌دار ($p < 0.05$) بود (شکل ۲ و جدول ۱). نتایج مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد که آلودگی کادمیم و سرب موجب کاهش MBC و MBN و افزایش qCO_2 در مقایسه با

شاهد گردید و شدت این تغییرات در خاک تیمار شده با حضور هم‌زمان دو فلز بیشتر بود. خاک‌های تیمار شده با حضور منفرد کادمیم به ترتیب ۲۲ و ۲۰ درصد MBC و MBN و همچنین حضور منفرد سرب به ترتیب موجب کاهش ۴ و ۳۲ درصدی MBC و MBN در مقایسه با خاک شاهد شد (شکل ۲ و جدول ۱). خاک تیمار شده با حضور هم‌زمان دو فلز سبب کاهش بیشتر (به ترتیب ۲۷ و ۵۳ درصد) MBC و MBN در مقایسه با شاهد گردید (شکل ۲ و جدول ۱). بررسی معادله مستقل بلیس نشان می‌دهد که اثر برهم‌کنش آلودگی کادمیم و سرب بر MBC و MBN هم‌کرداری (سینرژیسمی) است به عبارتی حضور هم‌زمان کادمیم و سرب با افزایش تحرک و قابلیت دسترسی این دو فلز سمی اثرات بازدارندگی یکدیگر را بر زیست‌توده میکروبی (MBC و MBN) تشدید می‌کنند (جدول ۲).

آلودگی کادمیم و سرب به ترتیب موجب افزایش ۵ و ۳ درصدی qCO_2 در مقایسه با خاک شاهد شد (جدول ۱). حضور هم‌زمان دو فلز افزایش بیشتر (۱۶ درصد) qCO_2 را در مقایسه با شاهد به همراه داشت (جدول ۱). نتایج همبستگی داده‌ها (جدول ۳) نشان می‌دهد که بین این ویژگی و غلظت کادمیم ($r = 0.76$, $p < 0.01$) و سرب ($r = 0.58$, $p < 0.05$) قابل جذب رابطه مثبت و معنی‌دار وجود دارد. این نتایج نشان می‌دهد که موجودات خاکی در شرایط تنش آلودگی با فلزات سمی، کربن بیشتری را صرف تنفس می‌کنند و مقدار کمتری از آن صرف تکثیر و رشد سلولی می‌گردد.

فعالیت آنزیمی از جمله شاخص‌های بسیار مهم برای برآورد میزان فعالیت جمعیت میکروبی، کیفیت بیولوژیک خاک و ارزیابی عکس-العمل میکروب‌های خاک به تنش‌های محیطی است (۱۰ و ۴۷). نتایج این پژوهش نشان داد که فعالیت آنزیمی خاک به آلودگی کادمیم و سرب واکنش منفی نشان می‌دهد و شدت بازدارندگی این دو فلز سمی بستگی به شرایط آلودگی آن‌ها دارد. نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان می‌دهد که برهم‌کنش کادمیم و سرب بر فعالیت آنزیمی خاک (بجز کاتالاز) معنی‌دار ($p < 0.05$) بود (جدول ۱). حضور منفرد و هم‌زمان کادمیم و سرب فعالیت اوره‌آز را به ترتیب ۶ و ۱۰ درصد، آریل سولفاتاز ۲، ۱۶ درصد، فسفوموناستراز قلیایی ۳، ۳۳ و ۲۸ درصد، دهیدروژناز ۱۹، ۱۳ و ۲۹ درصد، کاتالاز ۴، ۲ و ۷ درصد و فلوروسین دی‌استات ۱۸، ۱۹ و ۲۸ درصد در مقایسه با خاک شاهد کاهش داد. در هماهنگی با یافته‌های این پژوهش بسیاری از محققان نیز گزارش نمودند که آلودگی منفرد کادمیم و سرب (۲۷، ۳۳ و ۳۴) و یا حضور هم‌زمان این دو فلز سمی در خاک اثر بازدارندگی بر فعالیت آنزیمی خاک دارند و این اثر بازدارندگی در تیمارهای با حضور هم‌زمان دو فلز در مقایسه با حضور منفرد آن‌ها شدیدتر است (۱۶، ۱۹، ۳۰ و ۵۰).



شکل ۲- تأثیر آلودگی کادمیم ($Cd=10 \text{ mg kg}^{-1}$)، سرب ($Pb=150 \text{ mg kg}^{-1}$) و ترکیب دو فلز ($Cd+Pb$) بر کربن آلی خاک، کربن محلول، کربن زیست توده میکروبی و تنفس ناشی از سوبسترا ($n=3$)

حروف کوچک نشان دهنده اختلاف تیمارها با شاهد (C) با آزمون Tukey در سطح ۵ درصد آماری هستند.

Figure 2- The effect of Cd (10 mg kg^{-1}), Pb (150 mg kg^{-1}) pollution and their combination (Cd+Pb) on microbial biomass carbon (MBC) and catalase (CAT) ($n=3$)

Different lowercase letters represent significant differences between control (C) and treatments by Tukey's test at $\alpha=0.05$.

نتیجه گیری

نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که ترکیب کادمیم و سرب با هم سبب افزایش غلظت قابل جذب این فلزات می‌شود. اثر هم‌زمان کادمیم و سرب بر ویژگی‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی اندازه گیری شده اغلب بیشتر از مجموع اثر کادمیم و سرب به تنهایی بود. بنابراین آلودگی و یا حضور هم‌زمان کادمیم و سرب در خاک‌های آلوده به صورت هم‌کرداری اثر منفی و بازدارندگی بیشتری بر جامعه میکروبی و فرایندهای بیوشیمیایی خاک دارد. بنابراین با توجه به نقش مهم ریزجانداران در تجزیه مواد آلی، چرخه مواد غذایی و فرایندهای تصفیه و تامپونی در محیط خاک، لزوم توجه و بررسی برهم‌کنش فلزات سمی برای کاهش اثرات بازدارندگی این فلزات بر ریزجانداران خاک و عملکرد آن‌ها در زیست‌بوم بیشتر آشکار می‌گردد. از این رو، هنگام ارزیابی خطر اکولوژیکی این فلزات در خاک‌های آلوده اثر متقابل کادمیم و سرب بر جامعه خاکزیان باید مورد توجه قرار گیرد.

سپاسگزاری

بدین وسیله از دانشگاه شهرکرد به خاطر حمایت‌های مالی این تحقیق قدردانی و تشکر می‌شود.

نتایج همبستگی داده‌ها (جدول ۳) نشان داد که رابطه منفی بین کادمیم و سرب قابل جذب و فعالیت آنزیمی خاک وجود دارد. هر چند که اختلاف بین برخی از تیمارها از نظر آماری معنی‌دار نشده است. همچنین جدول ۳ نشان می‌دهد همبستگی مثبت و معنی‌دار ($p < 0.05$) بین زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیمی خاک وجود دارد. بنابراین افزایش حلالیت و غلظت قابل دسترس فلزات سمی و کاهش ویژگی‌های میکروبیولوژیکی در تیمارهای آلوده به کادمیم و سرب می‌تواند تا اندازه‌ای کاهش فعالیت آنزیمی در خاک‌های آلوده به فلزات سمی را توضیح دهد. فلزات سمی به‌طور مستقیم با ایجاد کمپلکس با بستره مورد نیاز آنزیم و خارج نمودن بستره از دسترس آن، برهم‌کنش با کمپلکس آنزیم-بستره، تغییر شکل پروتئین آنزیم و برهم‌کنش با محل فعال آنزیم اثر منفی بر فعالیت آنزیمی خاک دارند (۲۸ و ۴۵). از سوی دیگر این فلزات سمی همچنین می‌توانند با از بین بردن جمعیت میکروبی خاک و یا تغییر در فراوانی، تنوع و عملکرد جمعیت میکروبی سازنده آنزیم به‌طور غیر مستقیم فعالیت آنزیمی خاک را تحت تأثیر قرار دهند (۹، ۱۱، ۱۶ و ۳۴). ارزیابی نتایج حاصل از معادله مستقل بلیس (جدول ۳) نشان داد اثر متقابل آلودگی کادمیم و سرب بر فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، دهیدروژناز و کاتالاز هم‌کرداری (سینرژیسمی) است. نتایج به دست آمده به این معناست که حضور یک فلز اثر فلز دیگر را تحریک نموده و منجر به آلودگی خاک به فلزات سمی با تحرک و سمیت شدیدتر می‌گردد که موجب کاهش فعالیت آنزیمی خاک می‌شود.

جدول ۳- ضرایب همبستگی (r) بین ویژگی‌های خاک (n=12)
Table 3- Correlation coefficients (r) between soil properties (n=12)

Property	Cd	Pb	BR	qCO ₂	SIR	MBC	MBN	AA	CAM	CNI	CNM	NR	URE	ARY	ALP	DEH	CAT
Pb	0.10 ^{ns}																
BR	-0.95**	-0.10 ^{ns}															
qCO ₂	0.76**	0.58*	-0.65*														
SIR	-0.54 ^{ns}	-0.80**	0.59*	-0.72**													
MBC	-0.97**	-0.24 ^{ns}	0.95**	-0.84**	0.65*												
MBN	-0.57 ^{ns}	-0.86**	0.55 ^{ns}	-0.84**	0.94**	0.68**											
AA	-0.80**	-0.53 ^{ns}	0.85**	-0.75**	0.90**	0.86**	0.85**										
CAM	-0.63*	-0.58*	0.74**	-0.59*	0.92**	0.70**	0.79**	0.94**									
CNI	-0.69*	-0.59*	0.78**	-0.68*	0.93**	0.78**	0.84**	0.95**	0.99**								
CNM	-0.69*	-0.59*	0.79**	-0.67*	0.93**	0.77**	0.83**	0.96**	0.99**	0.99**							
NR	-0.89**	-0.50 ^{ns}	0.82**	-0.92**	0.78**	0.92**	0.85**	0.88**	0.74**	0.80**	0.80**						
URE	-0.40 ^{ns}	-0.79**	0.48 ^{ns}	-0.63*	0.89**	0.54 ^{ns}	0.84**	0.77**	0.86**	0.87*	0.86**	0.65*					
ARY	-0.87**	0.18 ^{ns}	0.90**	-0.41 ^{ns}	0.39 ^{ns}	0.80**	0.31 ^{ns}	0.71**	0.60*	0.62**	0.63*	0.61*	0.24 ^{ns}				
ALP	-0.97**	-0.10 ^{ns}	0.97**	-0.64*	0.51 ^{ns}	0.94**	0.49 ^{ns}	0.80**	0.66*	0.70**	0.71**	0.82**	0.39 ^{ns}	0.93**			
DEH	-0.87**	-0.55 ^{ns}	0.85**	-0.87**	0.87**	0.92**	0.89**	0.96**	0.87**	0.92**	0.92**	0.96**	0.76**	0.68*	0.83**		
CAT	-0.83**	-0.52 ^{ns}	0.80**	-0.91**	0.79**	0.91**	0.84**	0.86**	0.73**	0.80**	0.79**	0.91**	0.66*	0.61*	0.75**	0.92**	
FDA	-0.69*	-0.73**	0.73**	-0.80**	0.97**	0.79**	0.94**	0.95**	0.93**	0.95**	0.95**	0.88**	0.86**	0.52 ^{ns}	0.66*	0.95**	0.87**

ns, *, **, *** non-significant and significant at 5 and 1%, respectively.
به ترتیب به مفهوم غیرمعنی‌دار و معنی‌دار در سطح ۵ و ۱ درصد

منابع

1. Alef K., and Kleiner D. 1987. Applicability of arginine ammonification as indicator of microbial activity in different soils. *Biology and Fertility of Soils* 5: 148-151.
2. Alef K., and Nannipieri P. 1995. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, Academic Press, London.
3. Alloway B.J. 2013. Sources of heavy metals and metalloids in soils. In: Alloway BJ (Ed.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils, and their Bioavailability*. Springer Science+Business Media Dordrecht, pp. 11-50.
4. Amlinger F., and Boltzmann L. 1995. Biowaste compost and heavy metals: a danger for soil and environment. In: de Bertoldi P.S.M. Lemmes B. and Papi T. (eds.) *Proceedings of the International Symposium on the Science of Composting*. Blakie Academic and Professional, Glasgow. UK.
5. Bonde T.A., Nielsen T.H., Miller M., and Sorenson J. 2001. Arginine ammonification assay as a rapid index of gross N mineralization in agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils* 34: 179-184.
6. Bunemann E.K., Bongiorno G., Bai Z., Creamer R.E., de Deyn G., de Goede R., Flesskens L., Geissen V., Kuyper T.W., Mäder P., and Pulleman M. 2018. Soil quality—A critical review. *Soil Biology and Biochemistry* 120: 105-125.
7. Chaperon S., and Sauve S. 2007. Toxicity interaction of metals (Ag, Cu, Hg, Zn) to urease and dehydrogenase activities in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 2329-2338.
8. Christensen B.T. 2004. Tightening the nitrogen cycle. In: Schjonning S. Elmholt S. and Christensen B.T. (eds.) *Managing Soil Quality Challenges in Modern Agriculture*. Oxon. UK. CABI Publishing. pp. 47-67.
9. Dai J., Becquer T., Rouiller J.H., Reversat G., Bernhard-Reversat F., and Lavelle P. 2004. Influence of heavy metals on C and N mineralization and microbial biomass in Zn-, Pb-, Cu-, and Cd-contaminated soils. *Applied Soil Ecology* 25: 99-109.
10. Dick R.P. 1997. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. In: Pankhurst CE, Doube BM, Gupta VVSR (eds) *Biological indicators of soil health*. CAB International, New York, pp 121-156.
11. Effron D., Horra A.M., Defrieri R.L., Fontanive V., and Palma R.M. 2004. Effect of cadmium, copper and lead on different enzyme activities in a native forest soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 35: 1309-1321.
12. Fan J., Cai C., Chi H., Reid B.J., Coulon F., Zhang Y., and Hou Y. 2020. Remediation of cadmium and lead polluted soil using thiol-modified biochar. *Journal of Hazardous Materials* 388: 122037.
13. Gomes P.C., Fontes M.P., Silva A.G., Mendonça E., and Netto A.R. 2001. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. *Soil Science Society of America Journal* 65: 1115-1121.
14. Green V., Stott D., and Diack M. 2006. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: optimization for soil samples. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 693-701.
15. He Z.L., Yang X.E., and Stoffella P.J. 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 3: 125-140.
16. Huang S., Jia X., Zhao Y., Bai B., and Chang Y. 2017. Elevated CO₂ benefits the soil microenvironment in the rhizosphere of *Robinia pseudoacacia* L. seedlings in Cd and Pb contaminated soils. *Chemosphere* 168: 606-616.
17. Joergensen R.G. 1995. Microbial biomass estimation: the fumigation incubation method. In: Alef K., and Nannipieri P. (Eds). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press. pp. 376-381.
18. Kabata-Pendias A., and Mukherjee A.B. 2007. *Trace Elements from Soil to Human*. Springer Science. Heidelberg, 550p.
19. Khan S., Hesham A.E.L., Qiao M., Rehman S., and He J.Z. 2010. Effects of Cd and Pb on soil microbial community structure and activities. *Environmental Science and Pollution Research* 17: 288-296.
20. Lei S., Shi Y., Qiu Y., Che L., and Xue C. 2019. Performance and mechanisms of emerging animal-derived biochars for immobilization of heavy metals. *Science of the Total Environment* 646: 1281-1289.
21. Lindsay W.L., and Norvell W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42: 421-428.
22. Liu J., Xie J., Chu Y., Sun C., Chen C., and Wang Q. 2008. Combined effect of cypermethrin and copper on catalase activity in soil. *Soils and Sediments* 8: 327-332.
23. Long S.M., Reichenberg F., Lister L.J., Hankard P.K., Townsend J., Mayer P., Wright J., Holmstrup M., Svendsen C., and Spurgeon D.J. 2009. Combined chemical (Fluoranthene) and drought effects on *Lumbricus rubellus* demonstrate the applicability of the independent action model for multiple stressor assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28: 629-636.
24. Lu M., Xu K., and Chen J. 2013. Effect of pyrene and cadmium on microbial activity and community structure in soil. *Chemosphere* 91: 491-497.
25. Lu S.G., and Xu Q.F. 2009. Competitive adsorption of Cd, Cu, Pb and Zn by different soils of Eastern China.

- Environmental Geology 57: 685–693.
26. Luo L.Y., Xie L.L., Jin D.C., Mi B.B., Wang D.H., Li X.F., Dai X.Z., Zou X.X., Zhang Z., Ma Y.Q., and Liu F. 2019. Bacterial community response to cadmium contamination of agricultural paddy soil. *Applied Soil Ecology* 139: 100-106.
27. Moreno J.L., García C., and Hernández T. 2003. Toxic effect of cadmium and nickel on soil enzymes and the influence of adding sewage sludge. *European Journal of Soil Science* 54: 377–386.
28. Nannipieri P. 1994. The potential use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R., Grace, P.R. (Eds.), *Soil Biota, Management in Sustainable Farming Systems*. CSIRO Publications, Australia, pp.238–244.
29. Palansooriya K.N., Shaheen S.M., Chen S.S., Tsang D.C.W., Hashimoto Y., Houg D., Bolanh N.S., Rinklebe J., and Oka Y.S. 2020. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. *Environment International* 134: 105046.
30. Pan J., and Yu L. 2011. Effects of Cd or/and Pb on soil enzyme activities and microbial community structure. *Ecological Engineering* 37: 1889-1894.
31. Park J.H., Cho J.S., Ok Y.S., Kim S.H., Heo J.S., Delaune R.D., and Seo D.C. 2016. Comparison of single and competitive metal adsorption by pepper stem biochar. *Archives of Agronomy and Soil Science* 62: 617-632.
32. Raiesi F. 2007. The conversion of overgrazed pastures to almond orchards and alfalfa cropping system may favor microbial indicators of soil quality in central Iran. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 309-318.
33. Raiesi F., Razmkhah M., and Kiani S. 2018. Salinity stress accelerates the effect of cadmium toxicity on soil N dynamics and cycling: Does joint effect of these stresses matter? *Ecotoxicology and Environmental Safety* 153: 160-167.
34. Raiesi F., and Sadeghi E. 2019. Interactive effect of salinity and cadmium toxicity on soil microbial properties and enzyme activities. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 168: 221-229.
35. Raiesi F., and Dayani L. 2020. Compost application increases the ecological dose values in a non-calcareous agricultural soil contaminated with cadmium. *Ecotoxicology* 1-14.
36. Rieuwerts J.J., Thornton I., Farago M.E., and Ashmore M.R. 1998. Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for development of a critical loads approach for metals. *Chemical Speciation and Bioavailability* 10: 61-75.
37. Singh B.K., Quince C., Macdonald C.A., Khachane A., Thomas N., Al-Soud W.A., Sorensen S.J., He Z., White D., Sinclair A., Crooks B., Zhou J., and Campbell C.D. 2014. Loss of microbial diversity in soils is coincident with reductions in some specialized functions. *Environmental Microbiology* 16: 2408–2420.
38. Smolders E., and Mertens J. 2013. Cadmium. In: Alloway BJ (Ed.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils, and their Bioavailability*. Springer Science+Business Media Dordrecht, pp. 283–311.
39. Steinnes E. 2013. Lead. In: In: Alloway BJ (Ed.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils, and their Bioavailability*. Springer Science+Business Media Dordrecht, pp. 395–409.
40. Tabatabai M.A., and Bremner J.M. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry* 1: 301–307.
41. Tabatabai M.A., and Bremner J.M. 1970. Arylsulphatase activity of soils. *Soil Science Society of America Journal* 34: 225–229.
42. Thalmann A. 1966. The determination of the dehydrogenase activity in soil by means of TTC (Triphenyltetrazolium). *Soil Biology and Biochemistry* 6: 46-49.
43. Usman A.R.A. 2008. The relative adsorption selectivities of Pb, Cu, Zn, Cd and Ni by soils developed on shale in New Valley Egypt. *Geoderma* 144: 334-343.
44. Veeresh H., Tripathy S., Chaudhuri D., Hart B.R., and Powell M.A. 2003. Competitive adsorption behavior of selected heavy metals in three soil types of India amended with fly ash and sewage sludge. *Environmental Geology* 44: 363-370.
45. Vig K., Megharaj M., Sethunathan N., and Naidu R. 2003. Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: a review. *Advances in Environmental Research* 8: 121-135.
46. Wang Y., Liu Y., Zhan W., Zheng K., Wang J., Zhang C., and Chen R. 2020. Stabilization of heavy metal-contaminated soils by biochar: Challenges and recommendations. *Science of the Total Environment* 729: 139060.
47. Wang Y.P., Shi Y.J., Wang H., Lin Q., Chen X.C., and Chen Y.X. 2007. The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67: 75–81.
48. Xin J.L., Huang B.F., Yang Z.Y., Yuan J.G., Dai H.W., and Qiu Q. 2010. Responses of different water spinach cultivars and their hybrid to Cd, Pb and Cd-Pb exposures. *Journal of Hazardous Materials* 175: 468–476.
49. Xu Y., Seshadri B., Bolan N., Sarkar B., Ok Y.S., Zhang W., Rumpel C., Sparks D., Farrell M., Hall T., and Dong Z. 2019. Microbial functional diversity and carbon use feedback in soils as affected by heavy metals. *Environment International* 125: 478–488.

50. Zhan J., Li T., Zhang X., Yu H., and Zhao L. 2018. Rhizosphere characteristics of phytostabilizer *Athyrium wardii* (Hook.) involved in Cd and Pb accumulation. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 148: 892-900.
51. Zhao W., Sachsenmeier K., Zhang L., Sult E., Hollingsworth R.E., and Yang H. 2014. A new bliss independence model to analyze drug combination data. *Journal of Biomolecular Screening* 19: 817-821.



Consequences of Co-contamination of Cadmium and Lead on Soil Biochemical and Microbiological Properties

N. Azadi^{1*} – F. Raiesi²

Received: 12-10-2020

Accepted: 16-12-2020

Introduction: Heavy metal contamination of soils is an important environmental concern, which has a long-term hazardous effect on soil biochemical and microbiological properties, including microbial and enzyme activity, microbial community structure, and the contents of organic compounds. Among heavy metals, cadmium (Cd) and lead (Pb) are two highly toxic, non-biodegradable anthropogenic pollutants that often coexist at contaminated sites. Numerous earlier studies have demonstrated a detrimental influence of Cd and Pb, both individually and jointly, on microbial and biochemical properties through the reduction of microbial activity, microbial biomass and enzyme activity in polluted soils. Metal co-contamination has a greater negative effect on soil microbial community and enzyme activity compared with individual metals. Although the individual effects of Cd and Pb on soil biological functions are generally well-known, their combined effects on microbial growth, population and functions are less well-known. The main aim of this study was to investigate the interactive effects of Cd and Pb on biochemical and microbiological properties in a contaminated soil. It was hypothesized that the combined Cd and Pb would increase the mobility and availability of Cd and Pb, which subsequently would result in further reductions in soil biochemical and microbiological properties.

Materials and Methods: The study was conducted under controlled laboratory conditions. A factorial experiment with two levels of Cd (0 and 10 mg kg⁻¹) and two levels of Pb (0 and 150 mg kg⁻¹) was conducted using a completely randomized design with three replications. The soil was artificially spiked with cadmium chloride and lead chloride solutions to attain the above concentrations. To reactivate the microbial population and for the aging effect, soil moisture was set at 70% of field capacity, and the soil samples were pre-incubated at room temperature for 20 days. Ultimately, the polluted soils were incubated under standard conditions (70% of field capacity and 25±1 °C) for 120 days. At the end of the soil incubation, the concentration of DTPA-TEA (diethylene triamine penta acetic acid-triethanol amine)-extractable Cd and Pb, biochemical and microbiological properties including nitrification rate (NR), cumulative N mineralization (CNM), cumulative C mineralization (CCM), microbial biomass C (MBC), microbial biomass N (MBN), arginine ammonification (AA), basal respiration (BR), substrate (glucose)-induced respiration (SIR), metabolic quotient (qCO₂) and the activities of soil urease (URE), alkaline phosphatase (ALP), arylsulphatase (ARY), dehydrogenase (DEH), catalase (CAT) and fluorescein diacetate hydrolysis (FDA) were determined. In this experiment, the Bliss independence model was used to determine the type and nature of the interaction between C.

Results and Discussion: Results showed that the DTPA-extractable metal (Cd and Pb) concentrations were significantly higher under the combined metals compared with the single-metals. In co-contaminated soils, a metal may contribute to the release of other metals to soil solution and consequently would enhance the availability of the released metals. Compared with individual metals, the qCO₂ was greater in Cd+Pb contaminated soils. Microbial properties (MBC, MBN, AA, NR, CNM, CCM, BR, SIR) and enzyme activity (URE, ARY, ALP, DEH, CAT and FDA) significantly decreased in the presence of Cd or Pb when compared with the control. Generally, the negative effects of Cd and Pb co-pollution on biochemical and microbiological properties were higher than those of Cd or Pb alone. The results of Bliss independence model indicated a synergistic effect of Cd and Pb on microbial and biochemical functionalities in metal-co-contaminated soils.

Conclusion: Heavy metal can effectively decrease the soil biochemical and microbiological properties. This study provided strong revealing that combined Cd and Pb can increase the mobility and availability of the companion metal and this may provoke their toxicity effects on microbial community and enzyme activity in co-contaminated soils. The co-existence of Cd and Pb reduced soil biochemical and microbiological properties more than their individual presence.

1 and 2- Ph.D. Student and Professor, Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Agriculture, Shahrekord University, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: nahidazadi93@gmail.com)

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.88895

Therefore, considering the chemical interactions between heavy metals may improve the accuracy of the ecological risk assessment of toxic metals at multi-metal contaminated sites. However, further information on responses of microbial indicators to the joint effect of heavy metals under long-term and realistic field conditions is required.

Keywords: Bliss model, Enzymatic activity, Metal co-contamination, Microbial activity, Microbial functions

مقاله پژوهشی

ارزیابی کارکرد زیست محیطی پخش سیلاب از نظر ترسیب کربن در خاک و گیاه

محمدجواد روستا^{۱*} - کوکب عنایتی^۲ - سید مسعود سلیمان پور^۳ - کورش کمالی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۸/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۲۹

چکیده

ارزیابی نقش آبخوانداری در ترسیب دی اکسید کربن موجود در هوا به شکل کربن آلی، هدف این پژوهش بود. با نمونه برداری از خاک و گیاهان در کاربری های جنگل دست کاشت اوکالیپتوس با و بدون پخش سیلاب و جنگل دست کاشت آکاسیا همراه با پخش سیلاب، مرتع بدون پخش سیلاب و مرتع با پخش سیلاب، مقدار کربن آلی اندازه گیری گردید و در نهایت کل ترسیب کربن محاسبه شد. داده ها، در قالب طرح بلوک های کامل تصادفی با استفاده از نرم افزار SAS تجزیه و تحلیل آماری شد و میانگین ها با آزمون دانکن در سطح ۵ درصد مقایسه شدند. نتایج نشان داد که تأثیر کاربری های مختلف بر مقدار کربن آلی و ترسیب کربن در خاک و گیاه در سطح یک درصد معنی دار شد. جنگل کاری با اوکالیپتوس کامالونسس همراه با پخش سیلاب، میزان کربن آلی خاک را از ۰/۵۱ درصد در شاهد (اوکالیپتوس بدون پخش سیلاب) به ۱/۶۸ درصد در نوار اول جنگل اوکالیپتوس افزایش داد (۳/۲۹ برابر). با محاسبه ی میانگین عرصه هایی که در آن ها اوکالیپتوس کاشته شده بود، مشخص شد بیشترین کربن به میزان ۱۲۱/۸۴ تن در هکتار در این کاربری در درختان، لاشبرگ و در خاک (تا عمق ۳۰ سانتی متر) زیر پوشش آن ها ذخیره شده است. با توجه به این که هر تن کربن، معادل ۳/۶۷ تن دی اکسید کربن است، می توان نتیجه گرفت که هر هکتار از جنگل اوکالیپتوس ۴۴۷/۱۵ تن دی اکسید کربن هوا را به صورت ماده ی آلی ذخیره کرده است. ارزش اقتصادی مقدار کربن ذخیره شده معادل ۳/۷۶ میلیارد ریال در هکتار محاسبه گردید.

واژه های کلیدی: آکاسیا، اوکالیپتوس، پخش سیلاب، ذخیره ی کربن، فارس

مقدمه *

آن از اتمسفر از طریق فتوسنتز و ذخیره ی آن در خشکی ها، اقیانوس ها و اکوسیستم های آب شیرین کاهش داد (۵). ترسیب کربن به وسیله ی جنگل ها، مراتع، توده های جنگل کاری شده و خاک مناسب ترین راهکار کاهش کربن اتمسفری می باشد. ترکیبی از تمامی این فعالیت ها می تواند با کاهش غلظت دی اکسید کربن اتمسفری، به متعادل کردن فرآیند گرم شدن زمین کمک کند (۱). مقدار ترسیب و کیفیت ذخیره ی کربن در خاک بستگی به تعامل میان آب و هوا، خاک، گونه های درختی، ترکیبات شیمیایی لاشبرگ و مدیریت آن ها دارد (۱۴).

پیشنهاد شده است که ترسیب کربن در خاک از طریق بهبود روش های مدیریت خاک و اراضی، می تواند یک استراتژی مهم برای حذف گازهای گلخانه ای باشد (۱۵ و ۳۱). با این حال، میزان و نرخ ترسیب کربن آلی در خاک، تحت روش های مختلف استفاده از زمین و مدیریت می تواند بسته به ویژگی های خاک، توپوگرافی و آب و هوا بسیار متفاوت باشد (۳ و ۱۵).

نجم الدینی (۱۹) دریافت که میزان کربن ذخیره شده با نوع پوشش گیاهی رابطه ی مستقیم و مثبت دارد، به طوری که بین میزان

خاک بزرگ ترین ذخیره گاه کربن آلی در سطح زمین است، به طوری که میزان کربن ذخیره شده در خاک بیش از سه برابر مقدار آن در اتمسفر می باشد (۱۱) و در مجموع، ۱۵۰۰ تا ۲۴۰۰ گیگا تن (پتا گرم، ۱۰^{۱۵} گرم) کربن تا عمق ۱ متر تخمین زده می شود (۲۸ و ۳۳).

غلظت CO₂ موجود در اتمسفر و دیگر گازهای گلخانه ای (GHGs) را می توان با کاهش انتشار CO₂ به اتمسفر و یا با جذب

۱ و ۲ - به ترتیب دانشیار، کارشناسی ارشد و استادیار بخش تحقیقات حفاظت خاک و آبخیزداری، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان فارس، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، شیراز، ایران
(Email: m.roosta@areeo.ac.ir)
(*) - نویسنده ی مسئول:

۴ - مربی پژوهشی بخش تحقیقات حفاظت خاک و آبخیزداری، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان گیلان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، رشت، ایران

تاکنون بررسی‌های زیادی در زمینه‌ی تأثیر پخش‌سیلاب بر کمیت و کیفیت پوشش گیاهی و همچنین بر ویژگی‌های مختلف خاک در ایستگاه آبخوان‌داری کوثر صورت گرفته و نقش مثبت پخش سیلاب را بر شاخص‌های مورد بررسی نشان داده است. متأسفانه، مطالعه‌ی جامعی در خصوص تأثیر پخش‌سیلاب بر میزان ترسیب کربن در خاک و گیاه و ارزش اقتصادی آن انجام نشده که در پژوهش حاضر، به این مهم پرداخته شده است. این پژوهش، با هدف ارزیابی تأثیر کاربری‌های مرتع بدون پخش‌سیلاب، مرتع با پخش‌سیلاب، جنگل‌کاری با اوکالیپتوس با و بدون پخش‌سیلاب و جنگل‌کاری با آکاسیا همراه با پخش‌سیلاب بر میزان ذخیره‌ی کربن در اندام‌های گیاهی و در خاک و محاسبه‌ی ارزش اقتصادی آن، انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه‌ی مورد مطالعه

این پژوهش در سال‌های ۱۳۹۸-۱۳۹۶ در ایستگاه تحقیقاتی، آموزشی و ترویجی پخش‌سیلاب و آبخوان‌داری کوثر، در دشت گربایگان فسا انجام شد. پخش‌سیلاب برای تغذیه‌ی آبخوان‌ها از سال ۱۳۶۱ در پهنه‌ای به وسعت ۲۲۰۰ هکتار در این دشت به‌وسیله‌ی آقای دکتر سید آهنگ کوثر اجرا شده است. ایستگاه کوثر در ۵۰ کیلومتری جنوب‌شرقی فسا در موقعیت $28^{\circ}38'$ عرض شمالی و $53^{\circ}55'$ طول شرقی بر مخروط افکنه‌ی آبخیز ۱۹۲ کیلومتر مربعی بیشه‌زرد در بخش شیب‌کوه و دهستان میان‌ده واقع شده است. شیب عمومی منطقه ۶ در هزار است که بین خط ارتفاعی ۱۱۴۰ تا ۱۱۶۰ متر از سطح دریا قرار گرفته است. بر اساس آمار ۲۳ ساله (۱۳۹۷-۱۳۷۵) این ایستگاه، شاخص‌های آب و هوایی منطقه، میانگین بارش سالانه، ۲۱۹ میلی‌متر؛ دمای بیشینه، ۴۶ درجه‌ی سانتی‌گراد؛ دمای کمینه، ۸- درجه‌ی سانتی‌گراد؛ میانگین دمای سالانه، ۲۰ درجه‌ی سانتی‌گراد؛ میانگین تبخیر سالانه، ۲۵۴۸ میلی‌متر؛ متوسط تعداد روزهای یخبندان، ۲۷ روز در سال است (۹).

کاربری‌های مورد بررسی

نه کاربری که از آن‌ها نمونه‌برداری شد به‌شرح زیر بودند: ۱- مرتع- بدون پخش‌سیلاب- بدون قرق (شاهد)، ۲- مرتع- قرق- بدون پخش‌سیلاب، ۳- شش عرصه‌ی مرتع- بدون قرق- با پخش‌سیلاب، ۴- مرتع- آتریپلکس (*Atriplex lentiformis* (Torr.) Wats.)، ۵- جنگل شاهد اوکالیپتوس- بدون پخش‌سیلاب، ۶- جنگل متراکم اوکالیپتوس- نوار اول- با پخش‌سیلاب- شبکه‌ی بیشه‌زرد ۴، ۷- جنگل اوکالیپتوس- نوار دوم- با پخش‌سیلاب- شبکه‌ی بیشه‌زرد ۴، ۸- جنگل اوکالیپتوس- نوار سوم- با پخش‌سیلاب- شبکه‌ی بیشه‌زرد ۴، ۹-

ذخیره‌ی کربن پوشش گیاهی و فرم‌های متفاوت رویشی نظیر علوفه‌ای، بوته‌ای و خشبی و گستردگی سطوح اندام‌های گیاهی با میزان کربن ذخیره شده رابطه‌ی مثبت و معنی‌داری وجود داشت.

تمرتاش و همکاران (۳۲) پتانسیل ذخیره‌ی کربن در خاک درختچه‌های انار وحشی و گونه‌های بوته‌ای چند ساله و علفی یک ساله مراتع جلگه‌ای میانکاله شهرستان بهشهر را به‌ترتیب ۱۲/۵، ۷/۲ و ۲ تن در هکتار در سال برآورد کردند. این پژوهشگران اظهار کردند که ذخیره کربن در خاک با درصد پوشش گیاهی، نوع گونه‌های گیاهی، مقدار لاشبرگ و بقایای گیاهی، نوع کاربری اراضی و مدیریت ارتباط دارد. به‌طوری که اگر در منطقه‌ای، پوشش گیاهی خوب مستقر شود، در بلند مدت میزان کربن آلی خاک افزایش می‌یابد. بررسی تأثیر گونه‌های سرو نقره‌ای، سرو خمره‌ای، زبان‌گنجشک و افاقیا بر ویژگی‌های خاک نشان داد که pH، مقدار کربن آلی و نیتروژن کل در خاک زیر پوشش سوزنی‌برگان کمتر از خاک زیر پوشش پهن‌برگان بود (۳۰).

ورامش و همکاران (۳۴) میزان ذخیره‌ی کربن در خاک زیر پوشش افاقیا و کاج تهران را به‌ترتیب، ۷۸/۱۹ و ۵۷/۰۰ تن در هکتار گزارش کردند. باده‌یان و همکاران (۲) ارزش کارکرد ترسیب کربن در توده‌ی خالص راش را ۹/۵ میلیون ریال (هکتار در سال) و توده‌ی آمیخته‌ی راش را ۸/۳ میلیون ریال (هکتار در سال) محاسبه کردند.

محمودی‌طالقانی و همکاران (۱۸) به این نتیجه رسیدند که تأثیر ترکیب گونه‌ای و تیپ جنگل در فرایند ترسیب کربن در افق‌های آلی و معدنی خاک بسیار اثرگذار است.

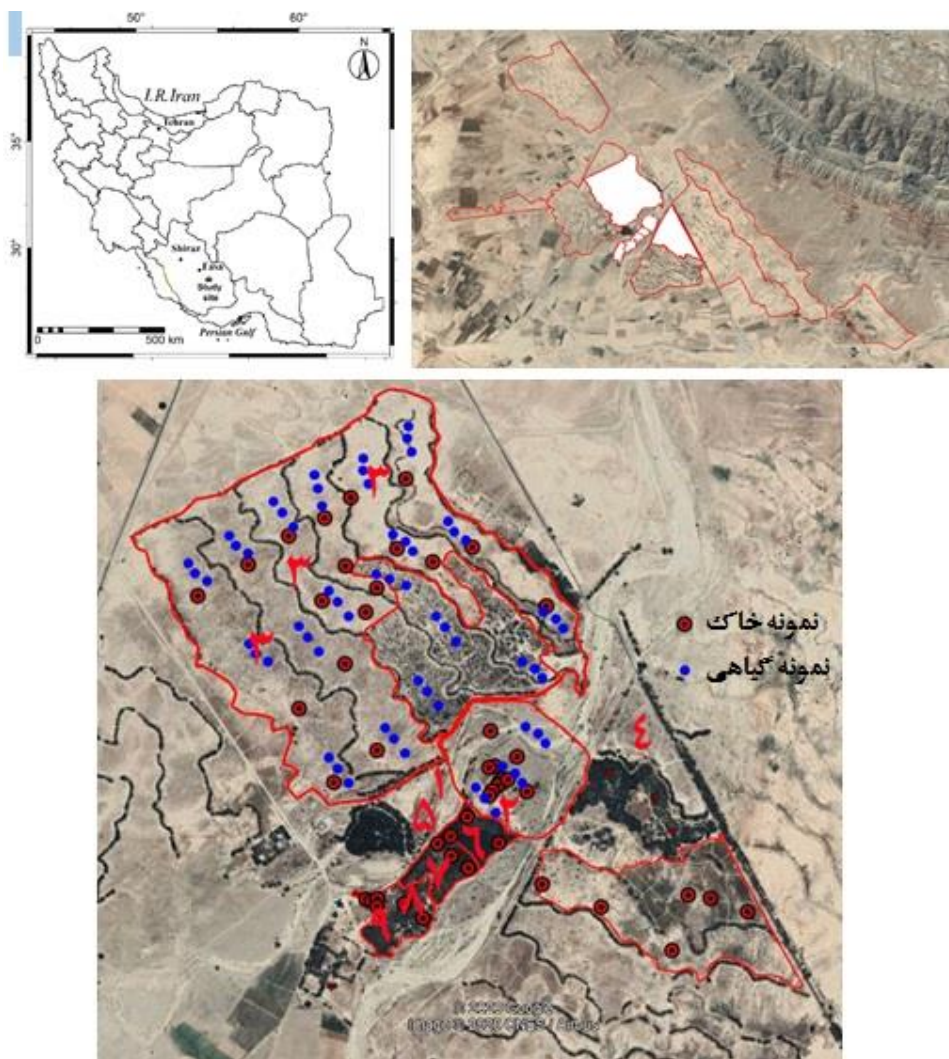
نوبخت و همکاران (۲۱) در مقایسه میزان ترسیب کربن خاک در جنگل‌کاری‌های خالص سوزنی‌برگ و پهن‌برگ در مازندران به این نتیجه دست یافتند که میزان ترسیب کربن در خاک توده‌ی پیسه‌آ بیش‌تر از کاج سیاه، ون و بلوط بلند مازو است.

نتایج پژوهش‌های دیناکاران و کریشنا یا (۶) و زرافشار و همکاران (۳۶) نشان داد نوع پوشش، تأثیر معنی‌داری بر ذخیره‌ی کربن خاک می‌گذارد. به‌طوری که مقدار ذخیره‌ی کربن در خاک، بستگی به مقدار ورودی کربن به خاک از راه بقایای گیاهی و هدر رفت کربن از راه تجزیه دارد. برای افزایش کربن در خاک، باید فعالیت‌های مدیریتی نظیر افزایش میزان کربن وارد شده به خاک از طریق اضافه شدن لاشبرگ و بقایای گیاهی و نیز کاهش میزان تجزیه‌ی مواد آلی خاک انجام شود.

سرعت تجزیه‌ی مواد آلی خاک تحت تأثیر وضعیت خاک (رطوبت، دما و دسترسی به اکسیژن)، ترسیب مواد آلی، قرار گرفتن مواد آلی در خاک‌رخ و میزان حفاظت فیزیکی خاکدانه‌ها قرار می‌گیرد. در اثر عوامل مؤثر بر ترسیب یا تجزیه‌ی کربن در برخی از موارد، میزان ترسیب کربن از میزان تجزیه‌ی آن بیش‌تر و در برخی موارد نیز برعکس است (۵).

جنگل آکاسیا (*Acacia salicina* Lindl.)-با پخش سیلاب- شبکه‌ی بیشه‌زرد ۴. گیاهان بوته‌ای غالب در مراتع مورد بررسی، شامل سیاه‌گینه (*Dendrostellera lessertii* (Wikstr.) Van Tiegh.)، گل‌آفتابی (*Helianthemum lippii* L. (Pers.)) و درمنه‌ی دشتی (*Artemisia sieberi* Besser.) می‌باشد. تفاوت نوارهای یک، دو و سه جنگل‌کاری شده با درختان اوکالیپتوس (*Eucalyptus*

camaldulensis Dehnh.)، در میزان تراکم درختان و حجم آبگیری است. در کاربری‌های ۳ و ۴، از سال ۱۳۶۱ تاکنون و در کاربری‌های ۶، ۷، ۸ و ۹ از سال ۱۳۶۳ تاکنون، عملیات پخش سیلاب انجام می‌شود. از هر کاربری، سه نمونه‌ی مرکب خاک از عمق ۰-۳۰ سانتی‌متری برداشت شد. محل عرصه‌ها و موقعیت نقاط نمونه‌برداری در شکل ۱ نشان داده شده است.



شکل ۱- موقعیت نقاط نمونه‌برداری

۱- مرتع بدون پخش سیلاب- بدون فرق (شاهد)، ۲- مرتع- فرق بدون پخش سیلاب، ۳- شش عرصه‌ی مرتع- بدون فرق- با پخش سیلاب، ۴- مرتع- آتریپلکس دست‌کاشت- با پخش سیلاب و بدون فرق، ۵- جنگل شاهد اوکالیپتوس- بدون پخش سیلاب، ۶- جنگل اوکالیپتوس- نوار اول- با پخش سیلاب- شبکه‌ی بیشه‌زرد ۴، ۷- جنگل اوکالیپتوس- نوار دوم- با پخش سیلاب- شبکه‌ی بیشه‌زرد ۴، ۸- جنگل اوکالیپتوس- نوار سوم- با پخش سیلاب- شبکه‌ی بیشه‌زرد ۴، ۹- جنگل آکاسیا- با پخش سیلاب- شبکه‌ی بیشه‌زرد ۴.

Figure 1- Location of sampling areas

- 1- Rangeland-without flood spreading-without grazing (control), 2- Rangeland- grazing-without flood spreading, 3- Six rangeland areas-without grazing-with flood spreading, 4- Rangeland-Atriplex hand-planting-with spread flood and without grazing, 5- Eucalyptus control forest-without flood spreading, 6- Eucalyptus forest-first strip-with flood spread-Bishehzard network 4, 7- Eucalyptus forest-second strip-with flood spread-network Bishehzard 4, 8- Eucalyptus forest-Third strip-with flood spreading - Bishehzard 4, 9- Acacia forest-with flood spread-Bishehzard 4 network.

مدت ۴ ساعت در دمای ۵۵۰-۵۰۰ درجه‌ی سانتی‌گراد اندازه‌گیری شد (۲۳).

میزان کل ذخیره‌ی کربن توسط هر درخت، از مجموع ذخیره‌ی کربن توسط تنه، شاخه، برگ و ریشه به دست آمد. با شمارش درختان اوکالپیتوس و آکاسیا و با توجه به مساحت زیر پوشش این درختان در قطعات مورد بررسی، مقدار ذخیره‌ی کربن در هکتار محاسبه گردید. میزان کل ذخیره‌ی کربن در هر کاربری (تیمار)، از مجموع میزان ذخیره‌ی کربن در خاک و زیست‌توده‌ی گیاهی و در مورد درختان با اضافه کردن میزان ذخیره‌ی کربن ناشی از لاشبرگ، محاسبه شد.

محاسبه‌ی ارزش اقتصادی کربن ذخیره شده

ارزش اقتصادی- زیست‌محیطی کربن ذخیره شده در خاک بر اساس پیشنهاد ریورز (۲۴)، که میزان مالیات بر کربن را به‌ازای هر تن دی‌اکسیدکربن ۲۰۰ دلار اعلام کرده، محاسبه گردید. با توجه به این که هر تن کربن معادل ۳/۶۷ تن دی‌اکسیدکربن است و میزان مالیات بر کربن به‌ازای هر تن گاز دی‌اکسیدکربن، معادل ۲۰۰ دلار در نظر گرفته شده است. ابتدا ارقام مربوط به کل ذخیره‌ی کربن در ضریب ۳/۶۷ ضرب شد تا میزان دی‌اکسیدکربن معادل به دست آید. سپس، اعداد به‌دست آمده در عدد ۲۰۰ ضرب شد تا ارزش زیست‌محیطی کربن ذخیره شده برحسب دلار تعیین شود. براساس نرخ رسمی هر دلار (۴۲۰۰۰ ریال) با ضرب اعداد به‌دست آمده در عدد ۴۲۰۰۰، ارزش زیست‌محیطی کربن ذخیره شده محاسبه و برحسب میلیون ریال بیان گردید.

تجزیه و تحلیل آماری

داده‌های به دست آمده از اندازه‌گیری‌های مختلف، با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS در قالب طرح آماری بلوک‌های کامل تصادفی تجزیه و تحلیل شده و میانگین‌ها با آزمون دانکن در سطح ۵ درصد مقایسه شدند.

نتایج و بحث

تجزیه‌ی واریانس ویژگی‌های مربوط به خاک

نتایج تجزیه‌ی واریانس داده‌های مربوط به جرم مخصوص ظاهری، درصد کربن آلی و میزان ذخیره‌ی کربن در خاک در جدول ۱ نشان داده شده است. با توجه به نتایج جدول ۱، مشخص می‌شود که تأثیر کاربری‌های مختلف، بر جرم مخصوص ظاهری، درصد کربن آلی و میزان ذخیره‌ی کربن در خاک در سطح ۱ درصد معنی‌دار شد.

به‌منظور نمونه‌برداری از گیاهان بوته‌ای، ابتدا با توجه به نتایج پژوهش فروزه (۸)، گیاهان غالب هلیانتموم (*Heliantemum lippii*)، دندورا (*Dendrostellera lessertii*) و درمنه‌ی دشتی (*Artemisia sieberi*) در شش نوار مرتع با پخش سیلاب و همچنین در قطعه‌ی شاهد (بدون پخش سیلاب) شناسایی شد. در هر نوار و در قطعه‌ی شاهد، برای محاسبه‌ی سطح تاج پوشش، قطرهای متقاطع سه بوته از این گیاهان در ابتدا، وسط و انتهای هر نوار و در شاهد اندازه‌گیری شد. سپس کل اندام‌هوایی گیاه برداشت و توزین گردید. برای تعیین وزن خشک گیاه، درصد رطوبت نمونه‌های تهیه شده از هر گیاه با استفاده از آون در دمای ۷۵ درجه‌ی سانتی‌گراد به‌مدت ۴۸ ساعت تعیین شد. با تعیین وزن خشک هر بوته و تقسیم آن بر عدد سطح پوشش، در نهایت وزن خشک اندام‌هوایی هر گیاه بر حسب کیلوگرم در هکتار محاسبه گردید. با توجه به نسبت ریشه به اندام‌هوایی بوته‌ها (۸ و ۱۷)، میزان وزن خشک ریشه‌ها نیز محاسبه شد. با جمع وزن خشک اندام‌هوایی و وزن خشک ریشه‌ها، میزان وزن خشک کل هر بوته محاسبه شد. سپس، با ضرب کردن عدد وزن خشک به‌دست آمده در درصد تاج پوشش هر گیاه، میزان وزن خشک کل در هر هکتار محاسبه گردید. در کاربری مرتع با پخش سیلاب، میانگین وزن خشک گیاهان نوارهای اول و دوم به عنوان تکرار ۱، میانگین نوارهای سوم و چهارم به‌عنوان تکرار ۲ و میانگین نوارهای پنجم و ششم به‌عنوان تکرار ۳ در نظر گرفته شد. در کاربری‌های جنگل اوکالپیتوس (نوارهای یک، دو و سه بیشه‌زرد چهار) از ابتدا، وسط و انتهای هر نوار و در کاربری جنگل شاهد اوکالپیتوس (بدون پخش-سیلاب) و همچنین در جنگل آکاسیا، سه درخت به صورت تصادفی انتخاب شد. پس از قطع درختان، اقدام به جدا سازی تنه، شاخه‌ها و برگ‌ها گردید. علاوه بر این، میزان لاشبرگ تولید شده در زیر درختان نیز با قرار دادن سه پلات یک متر مربعی در هر نوار (قطعه)، جمع-آوری و توزین شد. سپس با قرار دادن نمونه‌هایی به‌وزن ۱۰ گرم در آون با دمای ۷۵ درجه‌ی سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت، پس از تعیین درصد رطوبت آن‌ها، وزن خشک قسمت‌های مختلف و وزن خشک اندام‌هوایی هر درخت محاسبه گردید. با توجه به داده‌های بردبار (۴) با در دست داشتن نسبت ریشه به اندام‌هوایی، وزن خشک ریشه محاسبه شد. با جمع ارقام مربوط به وزن خشک اندام‌هوایی و ریشه، وزن خشک کل درخت تعیین شد.

اندازه‌گیری کربن آلی

نمونه‌های خشک شده توسط آسیاب برقی پودر شده و میزان کربن آلی موجود در نمونه گیاهان بوته‌ای و درختی (شامل تنه، شاخه، برگ) و لاشبرگ، به روش خاکستر کردن در کوره‌ی الکتریکی به

جدول ۱- تجزیه‌ی واریانس ویژگی‌های مورد مطالعه در کاربری‌های مختلف
Table 1- Analysis of variance of studied properties in different land uses

منابع تغییرات Variations resources	درجه‌ی آزادی Degree of freedom	میانگین مربعات Mean squares		
		جرم مخصوص ظاهری Bulk density (g/cm ³)	درصد کربن آلی Organic carbon (%)	میزان ذخیره‌ی کربن Carbon stored (Mg/ha)
تکرار Replication	2	0.0017	0.0461	32.99
تیمار (کاربری‌های مختلف) Treatment (different landuses)	8	0.0606**	0.6195**	818.05**
خطا Error	16	0.0034	0.0159	9.40
ضریب تغییرات Coefficient of variations (%)	-	4.84	20.21	12.53

** معنی‌دار در سطح ۱ درصد

Significant at P< 0.10***

جدول ۲- مقایسه‌ی میانگین ویژگی‌های خاک در کاربری‌های مختلف (عمق ۰-۳۰ سانتی‌متر)
Table 2- Means comparison of studied properties in different land uses (Depth 0-30 cm)

کاربری Land use	جرم مخصوص ظاهری Bulk density (g/cm ³)	کربن آلی Organic carbon (%)	میزان ذخیره‌ی کربن Carbon stored (Mg/ha)
مرتج - بدون پخش سیلاب - بدون قرق (شاهد) Range-whitout flood spreading-with grazing (Control)	1.48 a	0.14 e	6.22 e
مرتج - قرق - بدون پخش سیلاب Range-without grazing- whitout flood spreading	1.45 a	0.20 e	8.61 e
مرتج - بدون قرق - پخش سیلاب Range-with grazing- with flood spreading	1.43 a	0.43 d	18.26 d
مرتج - آتریپلکس دست‌کاشت - بدون قرق - پخش سیلاب Range-Atriplex cultivated-with grazing-whit flood spreading	1.49 a	0.54 cd	24.12 cd
جنگل شاهد اوکالیپتوس - بدون پخش سیلاب Eucalypt forest- without flood spreading (Control)	1.47 a	0.51 cd	22.39 cd
جنگل اوکالیپتوس - پخش سیلاب - نوار اول Eucalypt forest- with flood spreading-stripe 1	1.23 b	1.68 a	61.86 a
جنگل اوکالیپتوس - نوار دوم Eucalypt forest- with flood spreading-stripe 2	1.43 a	0.86 b	36.83 b
جنگل اوکالیپتوس - نوار سوم Eucalypt forest- with flood spreading-stripe 3	1.07 c	0.71 bc	22.78 cd
جنگل آکاسیا - پخش سیلاب Acacia forest- with flood spreading	1.41 a	0.55 cd	23.14 cd

* در هر ستون، میانگین‌های دارای حروف مشترک، از نظر آماری با آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی‌داری ندارند

*In each column, means with similar letters, have not significant at P<0.05 by Duncan test

مقایسه‌ی میانگین متغیرهای مربوط به خاک

نتایج مقایسه میانگین ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در کاربری‌های مختلف در جدول ۲ نشان داده شده است.

مقایسه‌ی میانگین جرم مخصوص ظاهری خاک، در کاربری‌های مختلف، نشان داد که جنگل اوکالیپتوس (نوار سوم) در سامانه‌های پخش سیلاب دارای کمترین جرم مخصوص ظاهری در مقایسه با

سایر کاربری‌ها بود و تفاوت این کاربری با کاربری‌های دیگر از نظر آماری معنی‌دار گردید. نوار اول جنگل اوکالیپتوس دارای بیشترین درصد کربن آلی و بیشترین میزان ذخیره‌ی کربن در خاک بود و تفاوت آماری این دو ویژگی در این کاربری با سایر کاربری‌ها معنی‌دار شد. در میان کاربری‌های مورد بررسی، کمترین میزان ذخیره‌ی کربن مربوط به کاربری‌های شاهد و مرتج قرق بدون پخش سیلاب بود.

جدول ۳- تجزیه‌ی واریانس تأثیر کاربری و گونه‌ی گیاه بر وزن خشک و ذخیره‌ی کربن در گونه‌های مرتعی غالب

Table 3- Analysis of variance of effects of land use and plant species on dry weight and stored carbon by dominant range species

منابع تغییرات Variations resources	درجه‌ی آزادی Degree of freedom	میانگین مربعات Mean squares	
		وزن خشک Dry weight	ذخیره‌ی کربن در گیاه Carbon stored in plant
تکرار Replication	2	106633.54	25135.59
کاربری Land use	2	958444.36**	238592.15**
گونه‌ی گیاه Plant species	2	569732.67**	133096.90**
گونه‌ی گیاه × کاربری Plant species * Land use	4	493006.06**	153426.49**
ضریب تغییرات (درصد) Coefficient of variations (%)	-	21.66	18.89

** معنی‌دار در سطح ۱ درصد

**Significant at $P < 0.10$

جدول ۴- اثر متقابل کاربری و گونه‌ی گیاهی بر میانگین وزن خشک و ذخیره‌ی کربن توسط گیاهان مرتعی غالب

Table 4- Interaction of land use and species on mean dry weight and carbon storage by dominant rangeland plants

کاربری Land use	گونه‌ی گیاه Plant species	وزن خشک Dry weight (kg/ha)	ذخیره‌ی کربن Stored carbon (kg/ha)
بدون قرق - بدون پخش سیلاب (شاهد) With grazing-without flood spreading (Control)	هلیانتموم <i>Heliantemum lippii</i>	671.63 c	381.90 d
	دندورا <i>Dendrostellera lessertii</i>	1145.88 b	638.00 c
	درمنه <i>Artemisia sieberi</i>	10025.5 bc	547.10 cd
	هلیانتموم <i>Heliantemum lippii</i>	2013.94 a	1106.20 a
بدون قرق - پخش سیلاب With grazing-with flood spreading	دندورا <i>Dendrostellera lessertii</i>	1609.13 a	884.50 b
	درمنه <i>Artemisia sieberi</i>	780.99 bc	429.30 cd
	هلیانتموم <i>Heliantemum lippii</i>	807.79 bc	456.80 cd
	دندورا <i>Dendrostellera lessertii</i>	1150.40 b	645.60 c
قرق - بدون پخش سیلاب Without grazing-without flood spreading	دندورا <i>Dendrostellera lessertii</i>	1150.40 b	645.60 c
	درمنه <i>Artemisia sieberi</i>	655.50 c	478.60 cd

* در هر ستون، میانگین‌های دارای حروف مشترک، از نظر آماری با آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی‌داری ندارند

*In each column, means with similar letter, have not significant at $P < 0.05$ by Duncan test

تجزیه‌ی واریانس ویژگی‌های مربوط به گیاهان مرتعی

نتایج تجزیه‌ی واریانس اثر کاربری بر وزن خشک و ذخیره‌ی کربن به‌وسیله‌ی سه گونه‌ی مرتعی هلیانتموم، دندورا و درمنه در جدول ۳ نشان داده شده است. با توجه به این جدول مشخص می‌شود

که اثر کاربری، گونه‌ی گیاه و اثر متقابل آن‌ها بر وزن خشک گیاه و میزان ذخیره‌ی کربن در گیاه در سطح ۱ درصد معنی‌دار شده است.

تجزیه‌ی واریانس اثر متقابل نوع کاربری و گونه‌های مرتعی

اثر متقابل کاربری و گونه‌ی گیاهی بر وزن خشک گیاه و ذخیره‌ی کربن به‌وسیله‌ی گیاه در جدول ۴ نشان داده شده است. با توجه به این جدول، مشخص می‌شود گونه‌های مرتعی هلیانتموم و دندورا در کاربری بدون قرق با پخش سیلاب، بیش‌ترین وزن خشک و گونه هلیانتموم در این کاربری، بیش‌ترین میزان ذخیره‌ی کربن را به خود اختصاص داده است. این موضوع نشان می‌دهد که تأثیر پخش سیلاب بر تولید زیست‌توده‌ی گیاهی و ذخیره‌ی کربن بیش‌تر از تأثیر قرق بر این شاخص‌ها بوده است. در همه کاربری‌ها، گونه‌ی درمنه کم‌ترین وزن خشک و ذخیره‌ی کربن را نشان داد.

میانگین کل ذخیره‌ی کربن در کاربری‌های مختلف

جدول ۵ کل ذخیره‌ی کربن در خاک و گیاهان کاربری‌های مختلف و ارزش زیست‌محیطی آن را نشان می‌دهد. با توجه به این جدول، مشخص می‌شود بیش‌ترین میزان ذخیره‌ی کربن در خاک و درختان کاربری جنگل اوکالیپتوس با پخش سیلاب و در نتیجه

جدول ۵- برآورد میزان کل ذخیره‌ی کربن (مگا گرم در هکتار) و ارزش زیست‌محیطی آن (میلیون ریال) در کاربری‌های مختلف
Table 5- Estimation of total stored carbon (Mg/ha) and its environmental value (million rials) in different land uses

عرصه Field	ذخیره‌ی کربن در خاک Carbon stored in soil	ذخیره‌ی کربن در گیاه Carbon stored in plant	ذخیره‌ی کربن در لاشبرگ Carbon stored in litter	کل ذخیره‌ی کربن Total stored carbon	ارزش زیست‌محیطی Environmental value
مرتج-بدون پخش سیلاب-بدون قرق Range- without flood spreading with grazing	6.22	1.60	-	7.82	241.075
مرتج-قرق-بدون پخش سیلاب Range- without grazing-without flood spreading	8.60	2.61	-	11.21	345.582
مرتج-بدون قرق-پخش سیلاب Range-with grazing with flood spreading	18.26	2.42	-	20.68	637.523
مرتج-آتریپلکس دست‌کاشت-بدون قرق- پخش سیلاب Range-Atriplex cultivated-with grazing-whit flood spreading	24.12	4.16	-	28.28	871.816
جنگل شاهد اوکالیپتوس-بدون پخش سیلاب Eucalpt forest- without flood spreading (Control)	22.39	13.04	8.30	43.73	1348.108
جنگل اوکالیپتوس-پخش سیلاب* Eucalpt forest- with flood spreading*	40.49	77.35	4.00	121.84	3756.083
جنگل آکاسیا-پخش سیلاب Acacia forest- with flood spreading	23.14	34.06	6.55	63.75	1965.285

* میانگین نوارهای اول، دوم و سوم که با پخش سیلاب آبیاری می‌شوند

* Means of stripes 1, 2, and 3 that irrigated via flood spreading.

گیاهی موجود و گونه‌های مهاجم کمک می‌کند (۱۲ و ۳۵). نتایج این پژوهش با نتایج گزارش شده به‌وسیله‌ی سر رشته‌داری (۲۷)، کوثر (۱۳)، اسکلاپ و همکاران (۲۹) هماهنگی دارد ولی با نتایج پژوهش‌های فخری و همکاران (۷) و نصرتی و همکاران (۲۲) متناقض است.

جدول ۳ نشان می‌دهد که در کاربری بدون قرق و بدون پخش سیلاب (شاهد)، بیش‌ترین و کم‌ترین وزن خشک تولید شده به‌ترتیب مربوط به گونه‌های دندورا و هلیانتموم است. در این کاربری، وزن خشک تولید شده توسط گونه‌های هلیانتموم و درمنه، از نظر آماری در سطح ۵ درصد تفاوتی با یکدیگر ندارد. گونه‌ی دندورا در مقایسه با گونه‌ی هلیانتموم، وزن خشک بیش‌تری تولید کرده و از این نظر دارای تفاوت معنی‌داری با این گونه می‌باشد. هر چند وزن خشک تولید شده توسط گونه‌های دندورا و درمنه از نظر آماری تفاوت معنی‌داری با یکدیگر ندارند.

در کاربری بدون قرق و با پخش سیلاب، بیش‌ترین و کم‌ترین وزن خشک تولید شده به‌ترتیب مربوط به گونه‌های هلیانتموم و درمنه است. در این کاربری، دو گونه‌ی هلیانتموم و دندورا وزن خشک بیش‌تری نسبت به گونه‌ی درمنه تولید کرده‌اند. به‌طوری که از این نظر، تفاوت معنی‌داری در سطح ۵ درصد بین وزن خشک این دو گونه با گونه‌ی درمنه مشاهده می‌شود (جدول ۳).

در کاربری قرق بدون پخش سیلاب، بیش‌ترین و کم‌ترین وزن خشک تولید شده به‌ترتیب مربوط به گونه‌های دندورا و درمنه است. در این کاربری، وزن خشک تولید شده توسط گونه‌های هلیانتموم و درمنه تفاوت آماری معنی‌داری با یکدیگر ندارند ولی تفاوت وزن خشک گونه‌های دندورا و درمنه با یکدیگر معنی‌دار است (جدول ۳).

در کاربری بدون قرق و بدون پخش سیلاب (شاهد)، بیش‌ترین و کم‌ترین میزان ذخیره‌ی کربن به‌ترتیب مربوط به گونه‌های دندورا و هلیانتموم است. در این کاربری، کربن ذخیره شده توسط گونه‌های دندورا و درمنه، از نظر آماری در سطح ۵ درصد تفاوتی با یکدیگر ندارد. گونه‌ی دندورا در مقایسه با گونه‌ی هلیانتموم، مقدار کربن بیش‌تری ذخیره کرده و از این نظر دارای تفاوت معنی‌داری با این گونه می‌باشد. هر چند میزان ذخیره‌ی کربن توسط گونه‌های دندورا و درمنه از نظر آماری تفاوت معنی‌داری با یکدیگر ندارند (جدول ۳).

در کاربری بدون قرق و با پخش سیلاب، بیش‌ترین و کم‌ترین کربن ذخیره شده به‌ترتیب مربوط به گونه‌های هلیانتموم و درمنه است. در این کاربری، دو گونه‌ی هلیانتموم و دندورا مقدار کربن بیش‌تری نسبت به گونه‌ی درمنه ذخیره کرده‌اند. به‌طوری که از این نظر، تفاوت معنی‌داری در سطح ۵ درصد بین میزان کربن ذخیره شده در اندام‌های این دو گونه با گونه‌ی درمنه مشاهده می‌شود.

بیش‌ترین مقدار کربن آلی در خاک نوار اول جنگل متراکم اوکالیپتوس مشاهده گردید و علت آن می‌تواند آگیری بیش‌تر این نوار نسبت به نوارهای دوم و سوم باشد. کم‌ترین میزان کربن آلی مربوط به کاربری مرتع بدون پخش سیلاب (شاهد) بود. در اثر پخش سیلاب در مرتع، میزان کربن آلی از ۰/۱۴ درصد به ۰/۴۳ درصد یعنی بیش از دو برابر افزایش یافت (جدول ۲). قرق مرتع بدون پخش سیلاب نتوانست باعث افزایش معنی‌دار میزان کربن آلی خاک شود. بنابراین، مشخص می‌گردد وجود رطوبت در خاک که از طریق پخش سیلاب تأمین شده، در این شرایط مهم‌تر از تأثیر قرق می‌باشد. کاربری مرتع بدون پخش سیلاب و بدون قرق (شاهد)، باعث ذخیره‌ی کربن در خاک به‌میزان ۶/۲۲ تن در هکتار گردید؛ در صورتی که کاربری مرتع بدون پخش سیلاب در شرایط قرق، این میزان ذخیره‌ی کربن را تنها به‌میزان ۱/۳۹ تن در هکتار افزایش داد. در مقایسه با شاهد، پخش سیلاب در مرتع، باعث افزایش ذخیره‌ی کربن به‌میزان ۱۲/۰۴ تن در هکتار شد (جدول ۲). عملیات پخش سیلاب در مرتع، میزان ذخیره‌ی کربن خاک را از ۶/۲۲ تن در هکتار در شاهد به ۱۸/۲۶ تن در هکتار یعنی به‌میزان ۱/۹۴ برابر افزایش داد. در صورتی که قرق مرتع باعث شد میزان ذخیره‌ی کربن در خاک به‌میزان ۳۸/۴۲ درصد بیش‌تر شود (جدول ۲).

عملیات پخش سیلاب در مرتع دست‌کاشت آتریپلکس باعث شد میزان کربن آلی و ذخیره‌ی کربن خاک به‌ترتیب از ۰/۱۴ درصد و ۶/۲۲ تن در هکتار در شاهد به‌ترتیب به ۰/۵۴ درصد و ۲۴/۱۲ تن در هکتار افزایش یابد (جدول ۲).

در شرایط بدون پخش سیلاب، جنگل کاری با اوکالیپتوس، مقدار ۲۲/۳۹ تن در هکتار کربن را در خاک ذخیره نمود. جنگل کاری با اوکالیپتوس همراه با عملیات پخش سیلاب باعث شد میزان ذخیره‌ی کربن در خاک به ۶۱/۸۶ تن در هکتار افزایش یابد. از مقایسه این دو کاربری می‌توان چنین استنباط کرد که پخش سیلاب باعث افزایش ۱/۷۶ برابری میزان ذخیره‌ی کربن در خاک گردیده است (جدول ۲). کاشت درختان اوکالیپتوس همراه با پخش سیلاب، میزان کربن آلی خاک را از ۰/۵۱ درصد در کاربری جنگل اوکالیپتوس بدون پخش سیلاب به ۱/۶۸ درصد در نوار اول افزایش داد (۳/۲۹ برابر) کاشت درختان آکاسیا همراه با عملیات پخش سیلاب، باعث شد میزان کربن آلی و ذخیره‌ی کربن خاک به‌ترتیب به ۰/۵۵ درصد و ۲۳/۱۴ تن در هکتار افزایش یابد (جدول ۲). افزایش توان حفظ رطوبت خاک، سبب ایجاد شرایط مساعد برای رشد گیاهی در خاک رویشگاه می‌شود. در اثر پخش سیلاب، محیط مناسبی برای رشد گیاهان ایجاد شده زیرا این محیط حاوی عناصر غذایی بیش‌تری بوده و دارای ظرفیت نگهداری آب بیش‌تری می‌باشد که به تکثیر خودبخودی پوشش

همکاران (۳۶) هماهنگی دارد ولی با نتایج فروزه (۸) متناقض است. از نظر میزان ذخیره‌ی کربن، در نوار اول کاربری جنگل اوکالیپتوس، بیش‌ترین کربن به‌میزان $۱۲۱/۸۴$ تن در هکتار به صورت بافت‌های زنده‌ی گیاهی شامل تنه، شاخه و برگ، به شکل لاشبرگ در سطح خاک و به‌صورت مواد آلی در خاک ذخیره شده است (جدول ۵).

با توجه به این که هر تن کربن معادل با $۳/۶۷$ تن گاز دی‌اکسیدکربن می‌باشد، می‌توان نتیجه گرفت که مقدار $۴۴۷/۱۵$ تن گاز دی‌اکسیدکربن موجود در هوا در خاک به‌صورت ماده‌ی آلی ذخیره شده است. ارزش اقتصادی-زیست‌محیطی این مقدار کربن ذخیره شده در خاک، معادل $۳/۷۶$ میلیارد ریال در هکتار می‌باشد. با توجه به ۳۲ سال پخش سیلاب در این عرصه‌ها، هر هکتار از خاک عرصه‌ی جنگل متراکم اوکالیپتوس به‌طور متوسط سالانه $۱۳/۹۷$ تن گاز دی‌اکسیدکربن موجود در هوا را به‌صورت ماده‌ی آلی در خاک ذخیره کرده است.

افزایش توان حفظ رطوبت خاک، سبب ایجاد شرایط مساعد برای رشد گیاهی و افزایش ذخیره‌ی تولید لاشبرگ و ذخیره‌ی کربن در خاک محیط می‌گردد. به‌طور کلی، می‌توان گفت که کاشت درختان اوکالیپتوس در عرصه‌های پخش سیلاب، باعث افزایش مقدار ماده‌ی آلی خاک از طریق اضافه نمودن شاخ و برگ، بقایای ریشه‌ی درختان، بقایای گیاهان رشد کرده در زیراشکوب درختان و به‌دنبال آن افزایش فعالیت جانوران خاکزی، قارچ‌ها و باکتری‌ها شده است. افزایش ۳۴ و ۲۴ برابری جمعیت کل باکتری‌ها، افزایش $۹/۸$ و $۴/۲$ برابری تعداد باکتری‌های نیتريت‌ساز به‌ترتیب در مکان‌هایی که اوکالیپتوس کاشته شده و مراتع طبیعی همراه با پخش سیلاب و افزایش $۱/۷$ برابری تعداد باکتری‌های نیتريت‌ساز در محل‌هایی که اوکالیپتوس کاشته شده و با پخش سیلاب آبیاری می‌شوند در مقایسه با مرتع بدون پخش سیلاب (شاهد) گزارش شده است (۲۵). نتایج این پژوهش با نتایج بردبار (۴)، نجم‌الدینی (۱۹) و مادیرا و همکاران (۱۶) هماهنگی دارد.

مادیرا و همکاران (۱۶) نشان دادند که میزان افزایش کربن موجود در توده‌ی اوکالیپتوس گلوبولوس با تیمارهای مختلف شامل آبیاری، آبیاری و کوددهی، شاهد پس از گذشت ۶ سال، به‌ترتیب $۵/۸۶$ و $۷/۸۶$ ، $۷/۸۷$ و $۱۱/۴۰$ کیلوگرم بر مترمربع بود. آن‌ها چنین نتیجه‌گیری کردند که کمبود رطوبت، مهم‌ترین عامل محدود کننده‌ی رشد است. حسینی و همکاران (۱۰)، گزارش کردند هر هکتار از جنگل‌های پارک کیاسر مازندران $۱۷/۶۱$ تن گاز دی‌اکسیدکربن هوا را جذب می‌کند.

با توجه به جدول ۵، مشخص می‌شود که در عرصه‌های مرتعی، مقدار کربن ذخیره شده در خاک در مقایسه با گیاه بیش‌تر است. به طوری که سهم خاک در مرتع بدون قرق و بدون پخش سیلاب

در کاربری قرق بدون پخش سیلاب، بیش‌ترین و کم‌ترین وزن خشک تولید شده به‌ترتیب مربوط به گونه‌های دندورا و هلیانتموم است. هر چند، میزان کربن ذخیره شده توسط هر سه گونه‌ی هلیانتموم، دندورا و درمنه تفاوت آماری معنی‌داری با یکدیگر ندارند. جدول ۳ نشان می‌دهد که وزن خشک تولید شده و میزان ذخیره‌ی کربن توسط گونه‌ی هلیانتموم به‌ترتیب از $۶۷۱/۶۳$ و $۳۸۱/۹۰$ کیلوگرم در هکتار در کاربری مرتع بدون قرق و بدون پخش سیلاب (شاهد) به‌ترتیب به $۲۰۱۳/۹۴$ و $۱۱۰۶/۲۰$ کیلوگرم در هکتار در کاربری مرتع بدون قرق و با پخش سیلاب افزایش یافته و این افزایش‌ها از نظر آماری در سطح ۵ درصد معنی‌دار می‌باشد، یعنی عملیات پخش سیلاب به‌تنهایی باعث افزایش دو برابری وزن خشک و افزایش $۱/۹۰$ برابری ذخیره‌ی کربن توسط این گونه شده است. در صورتی که قرق مرتع به‌تنهایی وزن خشک تولید شده و میزان ذخیره‌ی کربن توسط این گونه را به‌ترتیب به $۸۰۷/۷۰$ و $۴۵۶/۸۰$ کیلوگرم در هکتار یعنی به‌میزان $۲۰/۲۵$ و $۱۹/۶۱$ درصد افزایش داد ولی این افزایش‌ها در مقایسه با شاهد از نظر آماری در سطح ۵ درصد معنی‌دار نگردید. وزن خشک تولید شده و میزان ذخیره‌ی کربن توسط گونه‌ی دندورا به‌ترتیب از $۱۱۴۵/۸۸$ و $۶۳۸/۰۰$ کیلوگرم در هکتار در کاربری بدون قرق و بدون پخش سیلاب (شاهد) به‌ترتیب به $۱۶۰۹/۱۳$ و $۸۸۴/۵۰$ کیلوگرم در هکتار در کاربری بدون قرق و با پخش سیلاب افزایش یافته و این افزایش‌ها از نظر آماری در سطح ۵ درصد معنی‌دار می‌باشد، یعنی عملیات پخش سیلاب به‌تنهایی باعث افزایش $۴۰/۴۳$ درصدی وزن خشک و افزایش $۳۸/۶۴$ درصدی ذخیره‌ی کربن توسط این گونه شده است. در صورتی که قرق مرتع به‌تنهایی وزن خشک تولید شده و میزان ذخیره‌ی کربن توسط این گونه را به‌ترتیب به $۱۱۵۰/۴۰$ و $۶۴۵/۶۰$ کیلوگرم در هکتار یعنی به‌میزان $۰/۳۹$ و $۱/۱۹$ درصد افزایش داد و این افزایش‌ها در مقایسه با شاهد از نظر آماری در سطح ۵ درصد معنی‌دار نگردید (جدول ۳).

با توجه به جدول ۴، وزن خشک تولید شده و میزان ذخیره‌ی کربن توسط گونه‌ی درمنه به‌ترتیب از $۱۰۰۵/۲۵$ و $۵۴۷/۱۰$ کیلوگرم در هکتار در کاربری بدون قرق و بدون پخش سیلاب (شاهد) به‌ترتیب به $۷۸۰/۹۹$ و $۴۲۹/۳۰$ کیلوگرم در هکتار در کاربری بدون قرق و با پخش سیلاب کاهش یافته ولی این کاهش‌ها از نظر آماری در سطح ۵ درصد معنی‌دار نمی‌باشد، یعنی عملیات پخش سیلاب در مرتع باعث کاهش $۲۲/۳۱$ درصدی وزن خشک و کاهش $۲۱/۵۳$ درصدی ذخیره‌ی کربن توسط این گونه شده است. در صورتی که قرق مرتع، وزن خشک تولید شده و میزان ذخیره‌ی کربن توسط این گونه را به ترتیب به $۶۵۵/۵۰$ و $۴۷۸/۶۰$ کیلوگرم در هکتار یعنی به‌میزان $۳۴/۷۹$ و $۱۲/۵۲$ درصد کاهش داد، هر چند این کاهش‌ها در مقایسه با شاهد از نظر آماری در سطح ۵ درصد معنی‌دار نگردید. نتایج این پژوهش با نتایج مادیرا و همکاران (۱۶)، دیناکاران و کریشنا (۶) و زرافشار و

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که در کاربری جنگل اوکالپیتوس همراه با پخش سیلاب، بیشترین ذخیره کربن به میزان ۱۲۱/۸۴ تن در هکتار به صورت بافت‌های زنده گیاهی شامل تنه، شاخه و برگ، به شکل لاشبرگ در سطح خاک و به صورت موادالی در خاک صورت گرفته است. با توجه به این که این مقدار ذخیره و ترسیب کربن در طی ۳۲ سال گذشته اتفاق افتاده، نرخ سالانه‌ی ذخیره کربن در این کاربری، معادل ۳/۸۰ تن در سال در هکتار محاسبه گردید.

کاربری‌های مختلف پخش سیلاب به‌ویژه عرصه‌ی جنگل‌کاری شده با اوکالپیتوس در ایستگاه کوثر، باعث شده مقادیر قابل‌توجهی گاز دی‌اکسیدکربن موجود در هوا به صورت ماده‌ی آلی در اندام‌های هوایی و زیرزمینی گیاهان موجود در عرصه‌ها و در خاک ذخیره و ترسیب شده و مقادیر زیادی گاز اکسیژن نیز وارد محیط شده و از این نظر، نقش مهمی را در کاهش آلودگی هوا ایفا نموده است.

نتیجه‌گیری

با نگاهی به ارزش اقتصادی - زیست‌محیطی کربن ذخیره شده در کاربری‌های مختلف، می‌توان گفت که عرصه‌های جنگل دست‌کاشت اوکالپیتوس، توانسته‌اند بیشترین ارزش را ایجاد کنند. بنابراین، توسعه‌ی کاشت درختان جنگلی در مناطق مستعد پخش سیلاب از نظر اقتصادی کاملاً توجیه‌پذیر است. با توجه به پتانسیل بالای گونه‌های درختی در بهبود ذخیره کربن خاک، به نظر می‌رسد که افزایش درصد چوبی شدن گونه‌ها و تفاوت‌های فیزیولوژیکی باعث افزایش توان ذخیره کربن به‌وسیله‌ی این گونه‌ها شده است. بنابراین به منظور بهبود توان ذخیره کربن در سامانه‌های پخش سیلاب، پیشنهاد می‌شود کاشت گونه‌های بومی و سازگار چندساله در این سامانه‌ها به‌عنوان یکی از راهکارهای کاهش گاز آلاینده‌ی دی‌اکسید کربن موجود در هوا و در نتیجه، کاهش اثرات تغییر اقلیم مورد توجه قرار گیرد.

(شاهد) ۷۹/۵۴ درصد و سهم گیاه ۲۰/۴۶ درصد و در مرتع قرق و بدون پخش سیلاب، سهم خاک در ذخیره کربن ۷۶/۷۲ درصد و سهم گیاه ۲۳/۲۸ درصد محاسبه گردید.

قرق مرتع به‌تنهایی باعث شد که میزان ذخیره کربن در خاک به‌میزان ۳۸/۲۶ درصد یعنی از ۶/۲۲ به ۸/۶۰ تن در هکتار و میزان ذخیره کربن در گیاه به‌میزان ۶۳/۱۲ درصد یعنی از ۱/۶۰ به ۲/۶۱ تن در هکتار افزایش یابد، در صورتی که پخش سیلاب در مرتع باعث شد میزان ذخیره کربن در خاک و گیاه نسبت به شاهد، به‌ترتیب به ۱۸/۲۶ و ۲/۴۲ تن در هکتار و ارزش اقتصادی کل کربن ذخیره شده از ۲۴۱/۰۷۵ به ۶۳۷/۵۲۳ میلیون ریال افزایش یابد.

کاشت درختان اوکالپیتوس همراه با پخش سیلاب باعث شد میزان ذخیره کربن در خاک و گیاه از ۲۲/۳۹ و ۱۳/۰۴ تن در هکتار در کاربری جنگل‌کاری با اوکالپیتوس بدون پخش سیلاب به‌ترتیب به ۴۰/۴۹ و ۷۷/۳۵ تن در هکتار و ارزش اقتصادی کل ذخیره کربن از ۱۳۴۸/۱۰۸ به ۳۷۵۶/۰۸۳ میلیون ریال افزایش یابد. کاشت درختان آکاسیا همراه با عملیات پخش سیلاب، کل ذخیره کربن را به ۶۳/۷۵ تن در هکتار و ارزش اقتصادی کل ذخیره کربن را به ۱۹۶۵/۲۸۵ میلیون ریال افزایش داد. تمرتاش و همکاران (۳۲) اظهار کردند که ذخیره کربن در خاک با درصد پوشش گیاهی، نوع گونه‌های گیاهی، مقدار لاشبرگ و بقایای گیاهی، نوع کاربری اراضی و مدیریت ارتباط دارد؛ به طوری که اگر در منطقه‌ای، پوشش گیاهی خوب مستقر شود، در بلند مدت کربن آلی خاک افزایش می‌یابد.

بین میزان کربن ذخیره شده کل و کربن آلی موجود در خاک رابطه‌ای مستقیم وجود دارد. بنابراین، می‌توان گفت که مدیریت مناسب اراضی مرتعی، تأثیر قابل توجهی در افزایش ذخیره کربن در گیاه و خاک دارد. از آنجا که زیست‌توده‌ی گیاهی نقش مؤثری در ذخیره کربن و کاهش غلظت گاز دی‌اکسیدکربن دارد؛ بنابراین هر گونه اقدامی که باعث افزایش پوشش گیاهی گردد، به‌طور غیر مستقیم در بهبود ذخیره کربن تأثیرگذار خواهد بود.

منابع

1. Badeian Z. 2006. Relation between carbon stock and pH in the organic and mineral soil layers of a mixed forest of beech. A master thesis in faculty of natural forest, Tehran University, 69 p. (In Persian with English abstract)
2. Badeban Z., Mashayekhi Z., Zebardast L., and Mobrghee N. 2014. Economic Valuation of Carbon Sequestration Function in the Mixed and Pure Beech Stands (Case study: Kheyroud Forests). Environmental Researches 15(9):147-156. (In Persian with English abstract)
3. Batjes N.H. 2019. Technologically achievable soil organic carbon sequestration in world croplands and grasslands. Land Degradation & Development 30(1):25-32.
3. Bordbar S.K. 2005. Study of carbon storage potential in eucalyptus and acacia forests in western regions of Fars province, Ph.D. thesis, Islamic Azad University, Science and Research Branch, 153 p. (In Persian with English abstract)
5. Bruce J.P., Frome M., Haite E., Joanne H., Lal R., and Faustion K. 1999. Carbon sequestration in soils. Journal of Soil and Water Conservation 1:124-139.
6. Dinakaran J., and Krishnayya N.S.R. 2008. Variations in type of vegetal cover and heterogeneity of soil organic

- carbon in affecting sink capacity of tropical soils. *Current Science* 94(9):1144-1150.
7. Fakhri F., Jafari M., Mahdian M.H., and Azarnivand H. 2005. The effect of water spreading on soil physicochemical characteristics at Tangestan Research Station, Boushehr Province. *Iranian Journal of Range and Desert Research* 12(3): 233-248. (In Persian with English abstract)
8. Forouzeh M.R. 2006. Investigation of carbon sequestration of soil and mass outpatient species of dominant plants in the distribution area of Sarbaygan Gorgan, Fasa, Master's Thesis in Agricultural Sciences, University of Agricultural Sciences and Natural Resources, 75 p. (In Persian with English abstract)
9. Ghahari G.R. 2019. Vegetation monitoring of Kowsar research aquifer management station, Annual report of research project, Soil Conservation and Watershed Management Research Institute, 55 p. (In Persian with English abstract)
10. Hosseini S., Amirnejad H., and Oladi J. 2017. The valuation of functions and services of forest ecosystem of Kiasar National Park. *Agricultural Economic* 11(1): 211-239. (In Persian with English abstract)
11. Köchy M., Hiederer R., and Freibauer A. 2015. Global distribution of soil organic carbon – Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world. *SOIL*, 1:351-365.
12. Kowsar S.A. 1992. Desertification control through floodwater spreading in Iran. *Unasylya* 168(43): 27-30.
13. Kowsar S.A. 1997. Aquifer management: A key to food security in the deserts of Iran. *Proceeding of 8th International Conference on Rainwater Catchment Systems*, Vol. 2, Tehran, Iran, pp. 990-996. (In Persian with English abstract)
14. Lal R. 2005. Soil carbon sequestration in natural and managed tropical forest ecosystems. *Journal of Sustainable Forestry* 21:1-30.
15. Lal R., Smith P., Jungkunst H.F., Mitsch W.J., Lehmann J., Nair P.R., and Skorupa A.L. 2018. The carbon sequestration potential of terrestrial ecosystems. *Journal of Soil and Water Conservation* 73(6): 145A-152A.
16. Madeira M.V., Fabiao A., Pereira J.S., Araajo M.C., and Ribeiro C. 2002. Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globules* Labill. Plantations induced by different water and nutrient availability. *Forest Ecology and Management* 171: 75-85.
17. Mahdavi K.H., Sanadgol A., Azarnivand H., Babai Kafaki S., Jafari M., and Mahdavi F. 2009. The investigation of the effect of row spacing *Atriplex lentiformis* on carbon sequestration and comparsion of row spacing *Atriplex lentiformis* in planting project in rangelands (Case study: Esfahan Province). *Plant and Ecosystem* 5(17): 19-29. (In Persian with English abstract)
18. Mahmoudi Taleghani E., Zahedi Amiri Gh., Adeli E., and Sagheb-Talebi Kh. 2007. Assessment of carbon sequestration in soil layers of managed forest. *Iranian Journal of Forest and Poplar* 15(3): 241-252. (In Persian with English abstract)
19. Najmoddini N. 2013. Effects of mechanical structural operations to improve watershed management in carbon sequestration for climate change mitigation (Case Study: Watershed Gavdareh in Kurdistan province). *The 2nd National Conference on Climate Change and Agriculture*, 23 August 2013, Urmia, Iran. (In Persian with English abstract)
20. Nelson D.W., and Sommers L.P. 1986. Total carbon, organic carbon and organic matter, pp. 539–579. In: Page, A.L. (ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 2, Agronomy Handbook No 9*, American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, WI.
21. Nobakht A.A., Pourmajidian M.R., Hojjati S.M., and Fallah A. 2011. A comparison of soil carbon sequestration in hardwood and softwood monocultures (Case study: Dehmian forest management plan, Mazindaran). *Iranian Journal of Forest* 3(1): 13-23. (In Persian with English abstract)
22. Nosrati K., Mohammadi Z., and Nazari Samani A.A. 2014. The effect of Zahab plain floodwater spreading on soil organic carbon. *Stock Quarterly Journal of Environmental Erosion Research* 4(2):12-22. (In Persian with English abstract)
23. Rice C.W. 2000. Soil organic C and N in rangeland soils under elevation CO₂ and land management. *Proceedings of the Advances in Terrestrial Ecosystem Carbon Inventory, Measurements and Monitoring Conference*, October 3-5, 2000, Raleigh, North Carolina, pp: 15-24.
24. Rivers N. 2014. The Case for a carbon tax in Canada 2020. Article available at <http://canada2020.ca/canada-carbon-tax/>.
25. Rousta M.J. 2007. The study of bacterial community in different land use and flood spreading. *Iranian Journal of Soil and Waters Sciences* 21(1): 121-128. (In Persian with English abstract)
26. Rousta M.J., Soleimanpour S.M., Enayati K., Mesbah S.H., Keshavarzi H., Kamali K., Jowkar L., Kowsar S.A., Nekoeiyan G.A., and Feridonian A.N. 2018. The effect of thirty years of flood spreading on some physical properties of the soil in different uses in Kowsar station. *13th National Conference on Watershed Management Sciences and Engineering of Iran 3rd National Conference on Conservation of Natural Resources and Environment*. 10 and 11 October 2018, Mohaghegh Ardabili University, Ardabil. (In Persian with English abstract)
27. Sarreshtehdari A. 2004. Impact assessment of flood spreading project on infiltration rate and soil fertility. *Pajouhesh*

- & Sazandegi 17(62): 83-92. (In Persian with English abstract)
28. Scharlemann J.P.W., Tanner E., Hiederer R., and Kapos V. 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management* 5(1):81-91.
 29. Schlup C.J.E., Naburus G.J., Verburg P.H., and Waal R.W. 2008. Effect of tree species on carbon stock in forest floor and mineral soil and implication for soil carbon inventories. *Forest Ecology Management* 256: 482-490.
 30. Shabanian N., Heydari M., and Zeinivandzadeh M. 2010. Effect of afforestation with broad leaved and conifer species on herbaceous diversity and some physico-chemical properties of soil (Case study: Dushan Afforestation-Sanandaj). *Iranian Journal of Forest and Poplar Research* 18(3): 437-446. (In Persian with English abstract)
 31. Smith P., Soussana J.F., Angers D., Schipper L., Chenu C., Rasse D.P., and Arias-Navarro C. 2020. How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology* 26(1): 219-241.
 32. Tamartash R., Tatian M.R., and Yousefian M. 2012. Influence of different species on the carcinogenicity of the plant in the range of Imangaleh. *Ecology* 38(62): 45-54. (In Persian with English abstract)
 33. Tifafi M., Guenet B., and Hatté C. 2018. Large differences in global and regional total soil carbon stock estimates based on SoilGrids, HWSD, and NCSCD: Intercomparison and evaluation based on field data from USA, England, Wales, and France. *Global Biogeochemical Cycles* 32(1): 42-56.
 34. Varamesh S., Hosseini S.M., Abdi N., and Akbarinia M. 2010. Increment of soil carbon sequestration due to forestation and its relation with some physical and chemical factors of soil. *Iranian Journal of Forest* 2(1): 25-35. (In Persian with English abstract)
 35. Yazdian A.R., and Kowsar S.A. 2003. The Agha Jari Formation: A potential source of ammonium and nitrate nitrogen fertilizers. *Journal of Agricultural Sciences and Technology* 5: 153-163.
 36. Zarafshar M., Bazot S. Matiniazadeh M., Bordbar S.K., Rosta M.J., Kooch Y., Enayati K., Abbasi A., and Negahdarsaber M. 2020. Do tree plantations or cultivated fields have the same ability to maintain soil quality as natural forests?. *Applied Soil Ecology* 151: 1-10.



Assessment of Environmental Performance of Flood Spreading with Respect to Carbon Sequestration in Soil and Plant

M.J. Rousta^{1*} - K. Enayati² - S.M. Soleimanpour³ - K. Kamali⁴

Received: 04-11-2020

Accepted: 19-12-2020

Introduction: Carbon sequestration (CS) by forests, pastures, afforested stands and soils is the most appropriate way to reduce atmospheric carbon. A combination of all these activities can help balance the global warming process by reducing the concentration of atmospheric CO₂. The amount of CS and quality of carbon storage in the soil depends on the interaction between climate, soil, tree species, litter chemical composition and their management. The results of Dinakaran and Krishnayya (2008) research showed that the type of vegetation cover has a significant effect on soil carbon storage. So that the amount of carbon storage in the soil depends on the amount of carbon entering the soil through plant debris and carbon loss through decomposition. To increase carbon in the soil, management activities such as increasing the amount of carbon entering the soil by adding litter and crop residues as well as reducing the rate of decomposition of soil organic matter should be done. Decomposition rate of soil organic matter is affected by soil condition (humidity, temperature and access to oxygen), sequestration of organic matter, placement of organic matter in the soil profile and the degree of physical protection by aggregates.

Evaluating the role of aquifer management in reducing via storing the atmospheric CO₂, to organic carbon (O.C) is the aim of this study.

Materials and Methods: The studied land uses were as follows: 1-Rangeland-without flood spreading-with grazing (control), 2- Range without grazing-without flood spreading, 3- Six rangelands stripes-with grazing-with flood spreading, 4- Rangeland-Atriplex plantation-with spreading of flood, 5- Eucalyptus control forest-without flood spreading, 6- Eucalyptus forest-first strip-with flood spreading-BisheZard 4 (BZ4), 7- Eucalyptus forest-second strip-with flood spreading-(BZ4), 8- Eucalyptus forest-third strip-with flood spreading-(BZ4), 9- Acacia forest-with flood spreading-(BZ4). Soil and plant were sampled from each land use type. Then, the amount of O.C was measured in the laboratory and CS was calculated. The economic-environmental value of carbon stored in the soil is based on Rivers' proposal, which declares a carbon tax rate of \$200 per tonne of CO₂. The dollar is equal to 42,000 Iranian rials. Data were analyzed using randomized complete block design and Duncan test (at $P < 0.05$) was used to compare mean values using the SAS software.

Results and Discussion: The analysis of variance showed that the effect of different land uses on the bulk density (BD), %O.C and the CS in the soil was significant at the level of 1%. Comparison of the mean of BD in various land uses showed that the eucalyptus forest (third strip) had the lowest BD compared to others, and the difference between this land use and other land uses was statistically significant. The first strip of Eucalyptus forest had the highest %O.C and the highest amount of CS in the soil, and the statistical difference between these two indices in this land use with other land uses was significant. Among the studied land uses, the lowest amounts of CS were related to the control range and range without grazing-without flood spreading. The interaction of plant to plant species on plant dry weight and plant carbon storage showed that the rangeland species of *Helianthemum lippii* and *Dendrostellera lessertii* in the range with flood spreading have the highest dry-weight and the species of *Helianthomus* has the highest amount of carbon storage. This indicates that the impacts of flood spreading on plant biomass production and carbon storage have been greater than the impact of no grazing on these indicators. In all uses, *Artemisia sieberi* showed the lowest dry weight and carbon storage.

1, 2 and 3- Associate Professor, M.Sc., and Assistant Professor, Soil Conservation and Watershed Management Research Department, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Shiraz, Iran, respectively.

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

4- Research Instructor, Soil Conservation and Watershed Management Research Department, Guilan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Rasht, Iran

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.89110

Planting of *Eucalyptus camaldulensis* irrigated with flood water spreading increased the soil O.C from 0.51% in the control to 1.68% in the first strip of eucalyptus forest (3.29 times). By calculating the mean of the three strips in which the eucalyptus was planted, it was found that the highest carbon content of 121.84 ton/ha was stored in the plant, litter and soil of this land use. Given that, each tonne of carbon is equivalent to 3.67 tons of CO₂ gas, it can be concluded that 447.15 tonnes of CO₂ gas from the air is stored as organic matter. The economic-environmental value of this CS is 3.76 billion rials (\$89523.81) per hectare.

Conclusion: The studied land that was irrigated with flood spreading, especially the eucalyptus forested area at Kowsar station, captured significant amounts of CO₂ from the air and stored it as organic matter in the root and shoot of plants and in the soil. Also, this may lead to the release of a large amount of oxygen gas to the environment which play an important role in reducing air pollution. Considering the economic-environmental value of the carbon stored in the eucalyptus plantation forest areas, the development of this method in flood prone areas is quite economically justifiable. Due to the high potential of tree species in improving soil carbon storage, it seems that increasing the percentage of woody species and their physiological diversity have increased the carbon storage capacity of these species. Therefore, in order to improve the carbon storage capacity of flood distribution systems, it is suggested that the planting of native and perennial compatible species in these systems should be considered.

Keywords: Acacia, Carbon stock, Eucalyptus, Fars, Flood spreading



مقاله پژوهشی

تغییر اقلیم در ایران از دیدگاه تغییرات آب قابل بارش، نم و ویژه و باد برداری

سید محمد جعفر ناظم السادات^{۱*} - لیلی عباسی^۲ - صدیقه مهرآور^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۱/۲۰

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۸/۱۲

چکیده

تغییرات زمستانه اقلیمی ایران و بخش‌هایی از کشورهای همسایه با بررسی تغییرات مکانی- زمانی پراسنجهای آب قابل بارش و نم و ویژه و باد برداری ارزیابی شد. در این راستا، اندازه ماهانه ژانویه تا مارس این پراسنجهای برای دوره ۲۰۱۷-۱۹۶۰ در پیکسل‌های $2/5^{\circ} \times 2/5^{\circ}$ از داده‌های نسخه دوم بازتحلیل سازمان ملی جوی و اقیانوسی آمریکا فراهم گردید. چند ویژگی آماری (مانند میانگین فصلی) این داده‌ها نخست برای در دو بازه زمانی ۲۹ ساله (۱۹۶۰ تا ۱۹۸۸ و ۱۹۸۹ تا ۲۰۱۷) و سپس برای پنج دوره ده ساله پیاپی و یک دوره هشت ساله (۲۰۱۷-۲۰۱۰) با هم مقایسه شد. کمترین اندازه آب قابل بارش و بیشترین اندازه نم و ویژه در پهنه کوهستانی شمال‌باختری، باختر و مرکز کشور دیده شد. در سنجش با بازه ۱۹۶۰ تا ۱۹۸۸، بازه زمانی ۱۹۸۹ تا ۲۰۱۷ با کاهش معنی‌داری در اندازه آب قابل بارش، نم و ویژه، بادهای باختر و جنوب‌وزان و به ویژه در گستره جنوب باختری ایران روبرو بود. در بازه زمانی ۱۹۶۰ تا ۱۹۸۹، بیشترین اندازه‌های مثبت بی‌هنجاری در اندازه این پراسنجهای برای بخش‌های بزرگی از ایران بویژه گستره‌های باختری و جنوب باختری دیده شد. کمترین اندازه این پراسنجهای نیز وابسته به دوره ۲۰۰۹-۲۰۰۰ بود. به جز دوره ۱۹۹۹-۱۹۹۰، اندازه‌های آب قابل بارش و نم و ویژه به گونه‌ای پیوسته برای دهه‌های پس از ۱۹۷۰ کاهش یافته است. افزایش (کاهش) سرعت بادهای باختر و جنوب‌وزان و به بیشتر (کم) شدن آب قابل بارش و نم و ویژه در بخش‌های بزرگی از ایران همراه بوده است. در سنجش با دهه ۱۹۶۰، در دیگر دهه‌ها و بویژه دو دهه ۲۰۰۰ و ۲۰۱۷ از سرعت این بادهای کاسته شده و در برابر بادهای خشک خاور و شمال‌وزان چیره می‌شود.

واژه‌های کلیدی: آب قابل بارش، ایران، تغییر اقلیم، نم و ویژه

مقدمه

برای کاهش زیان‌های تغییر اقلیم در ایران ارائه نموده‌اند. برای نمونه گفته شده است که برداشت از آب‌های زیرزمینی کاهش یابد، سرمایه گذاری‌ها و کاربرد فناوری‌های نوین افزایش یابد، دولت سیاست‌های پشتیبانی مالی از کشاورزان را به گونه‌ای ساماندهی کند که آنها بتوانند مانایی منابع آب و خاک در مزرعه را افزایش دهند. آموزش-های همگانی درباره تغییر اقلیم و پیامدهای آن و سیاست‌های پیشگیرانه از زیان بایستی گسترش یابد. امیری و اسلامیان (۳) نیز بر پایه گزارش IPCC، افزایش دمای ایران در سال ۲۱۰۰ را در سنجش با دوران کنونی، میان یک و نیم تا چهار و نیم درجه سانتی‌گراد دانسته‌اند.

بخار آب یکی از بنیادی‌ترین گازهای گلخانه‌ای در اتمسفر زمین می‌باشد که اندازه آن در بازه‌های گوناگون زمانی و مکانی نوسان دارد (۱۵). این گاز از راه تبخیر از سطح اقیانوس‌ها، دریاچه‌ها، رودخانه‌ها، یخ و یخچال‌ها، تعرق از سطح گیاهان و نیز تنفس جانداران وارد اتمسفر می‌شود. اندازه نم نسبی و نم ویژه هوا در پهنه‌های استوایی دریایی بیشتر از میانگین جهانی و در گستره‌های قطبی کمتر از آن می‌باشد (۶ و ۲۳). بسیاری از گزارش‌های علمی در سال‌های اخیر

چهارمین گزارش ارزیابی‌های اقلیمی ایالات متحده آمریکا در پیکر دو گزارش دانشورانه در نوامبر ۲۰۱۸ در دسترس همگان قرار گرفت. در حالی که گزارش نخست بیشتر در برگیرنده علل رخداد و پیامدهای تغییر اقلیم است، در گزارش دوم بیشتر بر پایه روش‌های سازگاری، مدیریت ریسک، افزایش تاب‌آوری و کاهش زیان‌های این تغییرات استوار است. هم اکنون این گزارش‌ها که از دیدگاه سیاسی با بسیاری دیدگاه‌های کاخ سفید درباره اقلیم ناسازگار است، را می‌توان در درگاه الکترونیکی <https://www.globalchange.gov> دید. کریمی و همکاران (۱۳) پس از انجام مروری بر مقاله‌های علمی و گزارش‌هایی درباره تغییر اقلیم در ایران با انجام چند پژوهش میدانی افزون بر تاکید بر پیامدهای ویرانگرانه تغییر اقلیم، پیشنهادهایی را

۱، ۲ و ۳- به ترتیب استاد، دانش آموخته کارشناسی ارشد و کارشناس ارشد بخش مهندسی آب، مرکز پژوهش‌های علوم جوی- اقیانوسی، دانشگاه شیراز
(*)- نویسنده مسئول: Email: m.jnazemosadat@gmail.com
DOI: 10.22067/jsw.v34i6.76456

دوره ۱۹۶۲-۲۰۱۰، بیشترین (کمترین) اندازه ضریب تغییرات (coefficient of Variation, PW) در ایران را در امتداد رشته کوه های زاگرس (پهنه های ساحلی دریای خزر و خلیج فارس) گزارش نمودند. آنها نشان دادند که در دوره بررسی آنها، اندازه PW برای ۷۰٪ کشور روند کاهنده ای داشته است.

به وزن بخار آب موجود در هوا در یک واحد وزنی هوا نم ویژه (Specific Humidity, SH) گفته می شود که بر حسب گرم آب در کیلوگرم هوا سنجیده می شود. نم ویژه گویای شمار مولکول های بخار آب در هوا می باشد و هر چه دمای هوا بیشتر شود نم ویژه آن در مرحله اشباع بیشتر می گردد. کتیرایی بروجردی و همکاران (۱۴) روند تغییرات نم نسبی و نم ویژه ایران در دوره زمانی ۱۹۷۶-۲۰۰۵ میلادی را ارزیابی نمودند. یافته های آنان نشانگر آن است که در سنجش با دیگر فصل های سال، اندازه نم ویژه در تابستان بیشتر است. آنها روند سالانه نم نسبی و نم ویژه در کرانه های دریای خزر و خلیج فارس را مثبت و برای دیگر بخش های کشور منفی گزارش نمودند. پژوه (۲۲) نشان داد که گرچه روند سالانه نم ویژه در بسیاری از گستره ایران زمین کاهشی است، تنها در کناره های دریای خزر و بویژه کناره های خلیج فارس دارای روند افزایشی هستند. دهقانی و همکاران (۸) نیز گزارش نمودند که برای دوره ۱۹۵۰-۲۰۱۶ میلادی، اندازه نم ویژه در کرانه های خلیج فارس دارای روند افزایشی است. آنها این روند افزایشی را در پیوند با افزایش دمای هوا در این پهنه دانسته اند.

افزون بر آب قابل بارش و نم ویژه، تغییر در اندازه باد برداری (Vector Wind, VW) نیز از انگیزه های انجام این پژوهش است. باد برداری نمایه ای از جابجایی افقی هوا می باشد. واحد اندازه گیری آن متر بر ثانیه (m/s) و زاویه روانش باد است. بادهایی که از دریاهای به سوی کشور بوزند نمناکی هوا را افزایش می دهند. در برابر، بادهایی که از سرزمین های خشک به سوی کشور روانه گردند، می توانند نم را از هوا زهکشی و آن را خشک تر کنند. ناظم السادات و همکاران نشان دادند که پدیده الینو-نوسان های جنوبی (ENSO) نقش ارزنده ای در تغییرات اقلیمی گستره های گوناگون کشور دارد (۲۰) اما نویسندگان نتوانستند پژوهش هایی را پیدا کنند که نشان باد بر تغییر اقلیم در ایران را ارزیابی نموده باشند.

ارزیابی تغییر اقلیم در ایران از دیدگاه کاهش یا افزایش همزمان اندازه سه سنجه آب قابل بارش، نم ویژه و باد برداری تاکنون مورد توجه پژوهشگران نبوده است. چنین ارزیابی برهمکنش میان این سنجها و چرایی رخداد دوران های خشک و تر را روشن تر خواهد نمود. در این راستا اندازه آب قابل بارش، نم ویژه و باد برداری در کشور ایران و بخش هایی از کشورهای همسایه برای دوره ۲۰۱۷-۱۹۶۰ پردازش گردید. این دوره ۵۸ ساله در ابتدا به دو دوره ۲۹ ساله پیوسته بخش شد و تغییرات این سه پراسنج از دوره اول به دوره دوم

نقش بخار آب به عنوان یک جزء حیاتی از گازهای گلخانه ای در چرخش آب و هوایی و تغییر اقلیم را برجسته نموده اند (۹ و ۱۲). با این حال، بیشینه اندازه بخار آب تنها ۵ درصد از اتمسفر را تشکیل می دهد و پراکنش آن در بخش های گوناگون زمین بسیار ناهمگون است (۶، ۲۱ و ۲۳). بخار آب نقش مهمی در بیلان انرژی، جابجایی ماده (مولکول های آب) و انرژی (گرمای نهان تبخیر) و فرایند هیدرولوژیکی در هر دو مقیاس محلی و جهانی دارد. افزون بر این، از آنجا که توانایی ربایش (جذب) انرژی گرمایی H_2O بیشتر از گاز CO_2 است، نقش آب در دمای کره زمین نیز یکی از چالش های پیش روی دانشمندان است. یادآور می شود که، از یک سو، توانایی یک بسته هوا برای نگهداری بخار آب وابسته به دمای آن است و از سوی دیگر توانایی جذب انرژی گرمایی یک مولکول بخار آب نزدیک به دو برابر این توان برای یک مولکول CO_2 است.

آب قابل بارش (Precipitable Water, PW) کل وزن بخار آب در ستون عمودی هوا با سطح مقطع واحد است که بر حسب کیلوگرم بر متر مربع (kg/m^2) و یا میلی متر (mm) گفته می شود (۱، ۹، ۲۴ و ۱۰). هر یک کیلوگرم بر متر مربع برابر یک میلی متر است. به دیگر سخن، آب قابل بارش به آن مولکول های H_2O گفته می شود که در ستون هوا هستند ولی تبدیل شدن آنها به مایع یا جامد و ریزش آنها بستگی به دمای هوا و ناپایداری جو دارد. افزایش و کاهش پیوسته این پراسنج در گذر چند دهه، نمایه ای از تغییرات اقلیمی هر پهنه جغرافیایی است (۱۶).

پراسنجهایی همچون غلظت گازهای درون جو، دما (۱)، پوشش ابر (۱۷)، جهت و سرعت باد (۷)، عوامل محلی (۲۴) و از همه مهمتر نم هوا (۱۰ و ۲۴) بر اندازه آب قابل بارش سایه می افکنند. ارتفاع از سطح دریا بیشترین نشان را در پراکنش جغرافیایی PW دارد. با افزایش ارتفاع از سطح زمین اندازه PW کاهش می یابد. ناهمساز با دیدگاه بسیاری از دانشمندان که بر این باورند که با افزایش عرض جغرافیایی PW کاهش می یابد، عساکره و دوستکامیان (۴) نشان دادند که این اصل در گستره جو ایران کمتر به چشم می آید (۵).

مباشری و همکاران (۱۷) نشان دادند که باندهای ۱۸ و ۱۹ سنجنده MODIS نمایه بندهای برای برآورد PW در شرایط جوی ایستگاه مهرآباد تهران هستند. محمدیها و همکاران (۱۸) نشان دادند که در ایستگاه هواشناسی تهران، اگر اندازه PW ابر که با رادار اندازه گیری شده است، از یک دهم میلی متر بیشتر شود، بارش آغاز می گردد. صادقی حسینی و همکاران (۱۹) اندازه آستانه PW برای باورسازی ابرهای همرفتی تهران را میان ۲۰ تا ۲۵ میلی متر (یا ۲۰ تا ۲۵ کیلوگرم بر متر مربع) برآورد نمودند. آنها نشان دادند که اگر PW کمتر از ۷ میلی متر باشد، نباید چشم داشت رخداد بارش در تهران را داشت. در برابر، اگر PW به آستانه ۴۰-۳۵ میلی متر برسد، احتمال وقوع سیل در تهران بسیار بالا است عساکره و دوستکامیان (۴) برای

در بر گیرنده نزدیک به $2.5^\circ \times 2.5^\circ$ پیکسل است، به عنوان نمونه آزمایشی نگریسته شد. برای نمونه، انجام این آزمون معنی دار بودن اختلاف میانگین آب قابل بارش دوره ۲۹ ساله نخست با میانگین همین پراسنج در دوره ۲۹ ساله دوم برای روی هم این 2.5° پیکسل را ارزیابی خواهد نمود. این آزمون برای هر سه پراسنج مورد آزمایش یعنی آب قابل بارش، نم و یژه و باد به انجام رسید.

نتایج

میانگین آب قابل بارش و نم و یژه (دوره ۱۹۸۸-۱۹۶۰)

در شکل ۱ میانگین آب قابل بارش (PW) زمستانه (ژانویه-مارس) و نم و یژه (SH) برای تراز 850 میلی باری در بازه زمانی ۱۹۶۰ تا ۱۹۸۸ نشان داده شده است. بیشترین اندازه میانگین PW در کناره های دریای عمان، خلیج فارس و دریای خزر دیده شد. کمترین اندازه این پراسنج از شمال باختری (شمال غربی) کشور تا پهنه های مرکزی ایران و در امتداد رشته کوه های زاگرس گسترده شده است. در استان های خراسان شمالی، رضوی و جنوبی نیز اندازه آب قابل بارش کمترین اندازه است. اندازه میانگین PW در کناره های دریای عمان و خلیج فارس 12 تا 17 و کناره های دریای خزر 10 تا 11 کیلوگرم بر متر مربع (kg/m^2) در نوسان است. دامنه نوسان این پراسنج در پهنه های خاوری ایران میان 9 تا 11 ، شمال خاوری 9 تا 10 و نواحی مرکزی کشور 6 تا 10 کیلوگرم بر متر مربع در نوسان است.

ناهمسان با اندازه میانگین PW بیشترین اندازه میانگین SH در امتداد رشته کوه های زاگرس از شمال باختر کشور تا پهنه های باختری، جنوب باختری دیده شد. بیشترین اندازه وابسته به استان های ایلام و خوزستان است. اندازه این پراسنج در سراسر کشور از نزدیک به $2/75$ تا 5 گرم آب در کیلوگرم هوا در نوسان می باشد. اندازه میانگین SH در پهنه جغرافیایی شمال باختر کشور و در پهنه کوه های زاگرس از $4/25$ تا 5 گرم آب در کیلوگرم هوا در نوسان است. اندازه این سنج در مرکز کشور $4/25$ ، پهنه شمال کشور از $2/75$ تا 4 ، بخش های باختری کشور از $3/5$ تا 4 و پهنه های جنوبی کشور از 3 تا $4/25$ گرم آب در کیلوگرم هوا (g/kg) نوسان می کند. یافته ها نشانگر آن است که کوهستان ها نقش بزرگی در افزایش نم و یژه و کاهش اندازه PW دارند. هر چه ارتفاع زمین افزایش یابد و از بلندای ستون هوا کاسته شود، اندازه آب قابل بارش کاهش می یابد. افزایش بارش در نواحی کوهستانی ناشی از بیشترین اندازه آب قابل بارش نیست بلکه گذر پیوسته هوای سرد نزدیک اشباع از روی این پهنه ها سرچشمه باران زایی می باشد. در پهنه دریای خزر و کناره های آن آب قابل بارش کمتر از گستره آب های جنوبی کشور است.

با یکدیگر سنجش گردید. در گام دوم این دوره به پنج دوره ده ساله و یک دوره هشت ساله بخش شد و تغییرات در اندازه SH، PW و VW برای هر دوره بررسی و با یکدیگر سنجش گردید.

مواد و روش ها

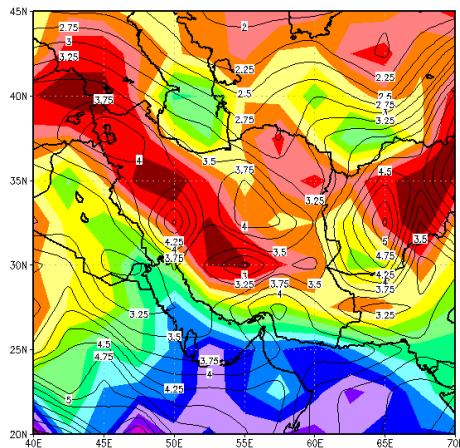
داده ها

میانگین داده های ماهانه سه پراسنج SH، PW (لایه 850 میلی باری) و VW (لایه 850 میلی باری) در دامنه جغرافیایی 20 تا 45 درجه شمالی و 40 تا 70 درجه خاوری (شرقی) و دوره زمانی ۱۹۶۰ تا ۲۰۱۷ برای ماه های ژانویه، فوریه و مارس از پایگاه داده های سازمان مدیریت جوی-اقیانوسی ایالات متحده آمریکا^۱ NCEP/NCAR Reanalysis بیرون آورده شد. توانایی جداسازی مکانی این داده ها $2/5 \times 2/5$ درجه طول و عرض جغرافیایی است که در تارنمای www.esrl.noaa.gov قابل دستیابی می باشند. برای تهیه نقشه ها از توانایی های سایت <https://psl.noaa.gov/cgi-bin/data/composites/printpage.pl> بهره گیری شد. افزون بر این از توانایی پردازش و گرافیک نرم افزارهای Grads و R نیز برای در هم آمیختن نقشه ها بهره برداری گردید.

روش ها

- ۱- در آغاز دوره زمانی یاد شده به دو دوره ۲۹ ساله (۱۹۶۰ تا ۱۹۸۸ و ۱۹۸۹ تا ۲۰۱۷) بخش گردید و میانگین PW و SH در این دو دوره با یکدیگر سنجش گردیدند.
- ۲- برای آگاهی بیشتر از چگونگی تغییرات پراسنجه ها در گذر زمان، افزون بر میانگین نقشه تفاضل اندازه این پراسنجه ها به همراه تفاضل VW نیز در دو دوره یاد شده ارزیابی گردید.
- ۳- بخش بزرگی از پردازش های وابسته به بندهای ۱ و ۲ برای پنج دوره زمانی ۱۰ ساله ۲۰۰۹-۱۹۶۰ و یک دوره هشت ساله ۲۰۱۷-۲۰۱۰ نیز به انجام رسید تا روشن گردد در کدامین دوره ۱۰ ساله بیشترین تغییرات در ویژگی های آب جوی ایران رخ داده است.
- ۴- از آزمون کلموگروف-اسیمرونوف (K-S test) برای ارزیابی تغییرات معنی دار در زمان و مکان بهره برداری شد. این آزمون هنگامی انجام می گیرد که بخواهیم تغییرات در اندازه یک پراسنج در یک پهنه جغرافیایی که دارای شمار فراوانی پیکسل می باشد را با یکدیگر مقایسه کنیم. همه کشور ایران در دامنه جغرافیایی 25 تا 40 درجه شمالی و 40 تا 65 درجه طولی که

دوره ۲۹ ساله دوم (با سال پایانی ۲۰۱۷) است. بیشترین اندازه منفی ۲/۵ کیلوگرم آب در ستون هوا می‌رسد که هسته آن بر روی کشور کویت، خوزستان ایران، بخش‌هایی از شمال عربستان سعودی و استان بصره عراق جای دارد.

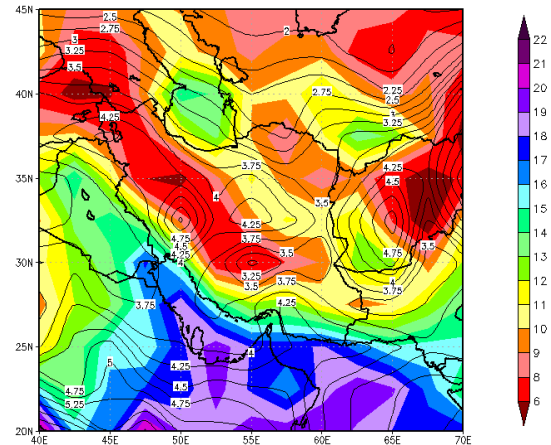


شکل ۲- همانند شکل ۱ ولی برای بازه زمانی ۱۹۸۹ تا ۲۰۱۷

Figure 2- like Figure 1 except for the period of 1989-2017

در درون کشور، بیشینه کاهش در استان‌های جنوب باختری در برگرنده استان‌های بوشهر، خوزستان، فارس، کهگیلویه و بویراحمد، ایلام و کرمانشاه دیده می‌شود. در شکل ۳، نم و ویژه نیز یک روند کاهشی در دوره دوم (سال پایانی ۲۰۱۷) را نشان می‌دهد و الگوی پراکنش جغرافیایی آن هماهنگی نزدیکی با الگوی پراکنش آب قابل بارش دارد. در استان‌های یاد شده، نم ویژه نیز نزدیک به ۰/۴۵ گرم بر کیلوگرم افت نموده است. افزون بر ایران، کشورهای عراق، عربستان سعودی، کویت، بحرین و قطر نیز با کاهش آب قابل بارش و نم ویژه روبرو بوده‌اند. ناهمساز با بخش‌های جنوبی نقشه، بیشترین افزایش در آب قابل بارش و نم ویژه در عرض‌های بالای ۴۰ درجه شمالی در کشور تاجیکستان (شمال خاوری نقشه) دیده می‌شود.

سرعت و جهت باد نیز در دوره ۱۹۸۹-۲۰۱۷ دگرگونی چشمگیری را نسبت به دوره پیشین ۲۹ ساله خود نشان می‌دهد. در سنجش به دوره نخست، برای سال‌های پس از ۱۹۸۹، میانگین جهت باد در جنوب ایران، عربستان سعودی، عراق شمال‌وزان (از شمال به جنوب) و خاور وزان (شرق‌وزان، از شرق به غرب) بوده است. به دیگر سخن، در سنجش به دوره ۱۹۶۰-۱۹۸۸ سرعت و پایداری زمانی بادهای باختروزان (غرب‌وزان) و جنوب وزان کمتر شده است و در برابر، وزش بادهایی که از خاور (شرق) و یا از شمال سرچشمه می‌گیرند از سرعت و پایداری بیشتری برخوردار شده‌اند. یادآور می‌شود که بادهای باختروزان و جنوب‌وزان نم را از دریای مدیترانه، اقیانوس اطلس و یا اقیانوس هند و خلیج فارس به ایران زمین و کشورهای



شکل ۱- نقشه میانگین سه ماهه ژانویه تا مارس برای دو پراسنج میانگین آب قابل بارش (PW) و نم ویژه (SH) برای تراز ۸۵۰ میلی بار برای بازه زمانی ۱۹۶۰ تا ۱۹۸۸

در این نقشه برای نشان دادن آب قابل بارش (kg/m^2) از رنگ‌ها و برای و نم ویژه (g water/kg air) از خط‌های کانتور بهره‌گیری شد.

Figure 1- Mean values of seasonal (Jan-Mar) perceptible water (PW) and specific humidity (SH) (for the 850 mb level) over the period of 1960 to 1988

Perceptible water (kg/m^2) and specific humidity (g water/kg air) are shown by shading and contour lines, respectively.

میانگین آب قابل بارش و نم ویژه (دوره ۲۰۱۷-۱۹۸۹)

شکل ۲ همانند شکل ۱ ولی برای بازه زمانی ۱۹۸۹ تا ۲۰۱۷ است. در این دوره نیز بیشترین اندازه میانگین PW در کناره‌های دریای عمان و خلیج فارس و بر روی دریای خزر دیده می‌شود. کمترین اندازه این پراسنج جوی در امتداد کوه‌های زاگرس از شمال باختری تا پهنه‌های مرکزی کشور گسترده شده است. گرچه اندازه PW و SH در دو دوره یکسان نیست، الگوی پراکنش آنها در دوره نخست و دوم همانندی فراوانی با یکدیگر دارند. در دوره دوم اندازه میانگین PW در نواحی بیشتری از پهنه‌های کوه زاگرس کاهش یافته و به کمتر از ۶ کیلوگرم بر متر مربع رسیده است. کاهش در اندازه آب قابل بارش در پهنه‌های شمال خاور (شمال شرق) و مرکز نیز دیده می‌شود.

برای دریافتی بهتر از چگونگی تغییرات در اندازه پراسنج‌ها، تفاضل اندازه PW، SH و VW برای دوره ۲۹ ساله دوم از دوره اول در شکل ۳ نشان داده شده است. به دیگر سخن، شکل ۳ نمایشگر تفاوت اندازه پراسنج‌های دو شکل ۱ و ۲ است که تفاوت اندازه باد برداری نیز بدان افزوده شده است. اندازه منفی یا مثبت پراسنج‌ها در روی شکل به ترتیب نشانگر کمتر یا بیشتر بودن اندازه آنها در دوره ۱۹۸۹-۲۰۱۷ در سنجش به دوره ۱۹۶۰-۱۹۸۸ است. همانگونه که دیده می‌شود، کم و بیش در سراسر ایران اندازه آب قابل بارش عددی منفی را نشان می‌دهد که به روشنی نشان از کاهش این پراسنج در

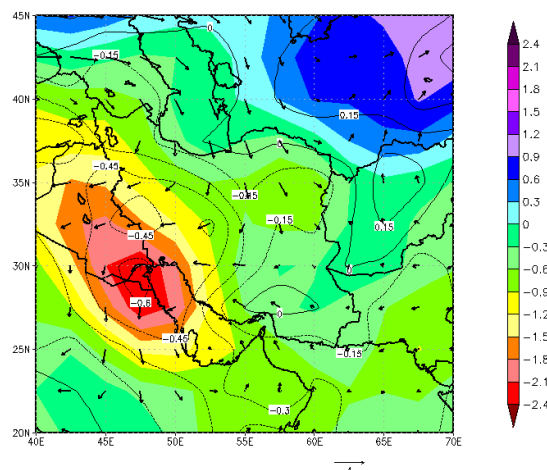
جنوب وزان است. این گردش هوا در دوره دوم بیشتر خاور وزان (شرق وزان) و شمال وزان شده است. با این چرخش در جهت بادهای بخار آب بالای خلیج فارس و دریای عمان بجای آنکه به استان های جنوبی و جنوب باختری ایران برسد، راهی پاکستان و بخش های شمالی هندوستان شده است. بنابراین، افزایش بادهای خاوروزان و شمال وزان (و یا کاهش نسبی در سرعت و مدت بادهای باختروزان و جنوب وزان) که به ترتیب در جنوب و مرکز ایران دیده می شود، با کاهش نم ویژه و آب قابل بارش در ستون هوا هماهنگ است.

ناهمساز با جنوب ایران، باد شمال وزان می تواند نم را از روی دریای خزر به سوی پهنه های کناری دریا در استان های گیلان، مازندران و گلستان روانه سازد. گرچه در دوره ۱۹۸۹-۲۰۱۷ بادهای شمال وزان بر روی دریای خزر افزایش یافته است اما اندازه دو پراسنج نم ویژه و آب قابل بارش دوره دوم در سنجش به دوره ۱۹۶۰-۱۹۸۸ باز هم کاهش نشان می دهند. شکل ۳ نشانگر آن است که این بادهای دارای جهتی به سوی استان گرگان در بخش جنوب خاوری دریای خزر هستند کاهش ارتفاع رشته کوهستان های البرز در استان گرگان در سنجش با استان گیلان می تواند تا اندازه ای اندازه منفی نم ویژه و آب قابل بارش در استان گرگان را توجیه نماید. چنانچه بادهای بر روی دریای خزر بیشتر به سمت بخش های باختری این دریا می وزید، به احتمال فراوان رشته کوه های بلند البرز در استان گیلان از گریز نم آنها به دیگر سرزمین ها جلوگیری می نمود و اندازه نم ویژه و آب قابل بارش در شمال ایران مثبت می شد.

جهت باد در گستره شمال خاوری شکل ۳ نشانگر نیرومند شدن چرخش سیکلونی هوا در این پهنه می باشد. به دیگر سخن، در دوره دوم، میان دریای خزر، بخش هایی از استان خراسان شمالی، شمال افغانستان، جنوب ترکمنستان و بخش های بزرگی از تاجیکستان جریان پاد ساعتگرد سیکلونی افزایش یافته است. بخش رو به جنوب این جریان سیکلونی که باران زایی چندانی ندارد در روی استان های گرگان و خراسان شمالی جای دارد و بخش شمال سوی آن بیشتر از همه جا در شمال افغانستان و کشور تاجیکستان جای گرفته است که به افزایش نم ویژه و آب قابل بارش در این پهنه ها می انجامد.

بی هنجاری آب قابل بارش در دوره های ۱۰ ساله (دوره ۲۰۱۷-۱۹۶۰)

پیرامونی آن می رسانند. در برابر بادهای شمال وزان و خاوروزان، به جز در روی دریای خزر، نم چندانی را برای ایران به همراه نداشته و تولید بارش چندانی نمی نمایند. بنابراین کاهش آب قابل بارش و نم ویژه در دوره دوم در پیوند نزدیک با تغییر ویژگی های باد روی ایران می باشد.



شکل ۳- تفاضل میانگین سه ماهه ژانویه تا مارس برای (PW)، (SH) و (VW)، (دوره ۱۹۸۹ تا ۲۰۱۷ از ۱۹۶۰ تا ۱۹۸۸ کم شده است)

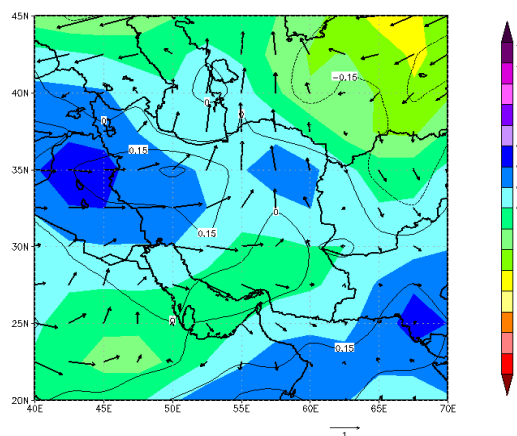
اندازه های منفی (مثبت) نشانگر آن است که مقدار پراسنج در دوره ۱۹۸۹ تا ۲۰۱۷ کمتر (بیشتر) از اندازه آن در دوره ۱۹۶۰ تا ۱۹۸۸ بوده است. آب قابل بارش به شکل رنگی بر حسب کیلوگرم بر متر مربع، نم ویژه به شکل خطوط کانتور بر حسب گرم آب بر کیلوگرم هوا و خطوط فلش جهت و سرعت باد برداری بر حسب متر بر ثانیه نشان داده شده است.

Figure 3- Differential values of the perceptible water (shading, g/m²), 850 mb specific humidity (contours, g/kg) and 850 mb vector wind (arrows m/s) between the 1989-2017 and 1960-1988

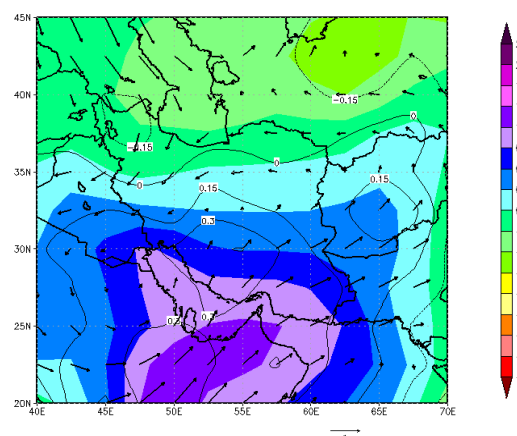
The negative (positive) values of the perceptible water and specific humidity infer that the amount of these variables during the period of 1989 to 2017 is less (more) than corresponding values over the period of 1960-1988. Arrows indicates the prevalent wind direction during the recent period.

گسترش پهنه های جنگلی در استان های جنوبی ایران می تواند نقش ارزنده ای در پیشگیری کاهش دما در زمستان داشته باشد. هر چه پوشش گیاهی کمتر باشد، دامنه نوسان های روزانه و فصلی دما بیشتر می گردد و دمای هوا بویژه در شب ها و زمستان ها از کاهش بیشتری برخوردار می شود. این کاهش دما به نوبه خود پهنه های پر فشار در ایران و بویژه بخش جنوبی را افزایش می دهد. کاهش بارش و نم هوا از پیامدهای افزایش فشار در این بخش از کشور می باشد.

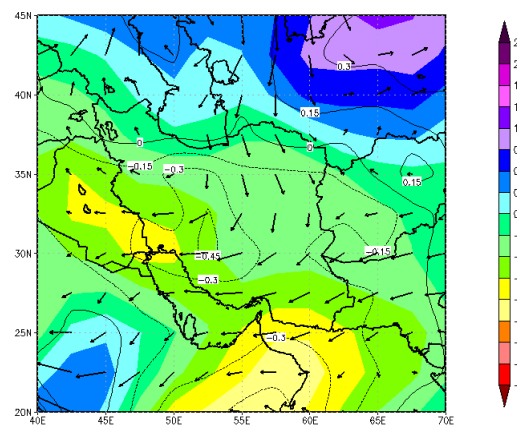
شکل ۳ گویای آن است که در سنجش با دوره دوم، در دوره نخست بی هنجاری چرخش هوا در پهنه جنوب باختری ایران و سرزمین های پیرامون آن در دیگر کشورهای همسایه، باختروزان و



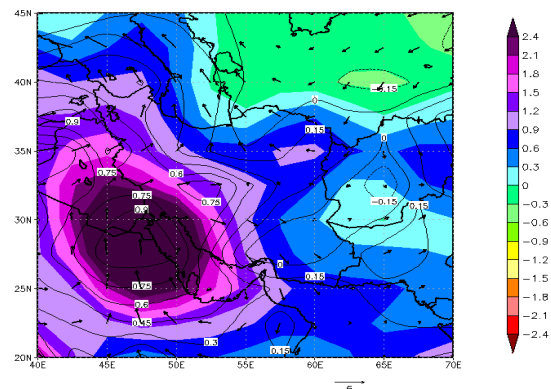
شکل ۶- همانند شکل ۴ ولی برای بازه زمانی ۱۹۸۰ تا ۱۹۸۹
Figure 6- Like Figure 4, except for the period 1980 to 1989



شکل ۷- همانند شکل ۴ ولی برای بازه زمانی ۱۹۹۰ تا ۱۹۹۹
Figure 7- Like Figure 4, except for the period 1990 to 1999



شکل ۸- همانند شکل ۴ ولی برای بازه زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۹
Figure 8- Like Figure 4, except for the period 2000 to 2009

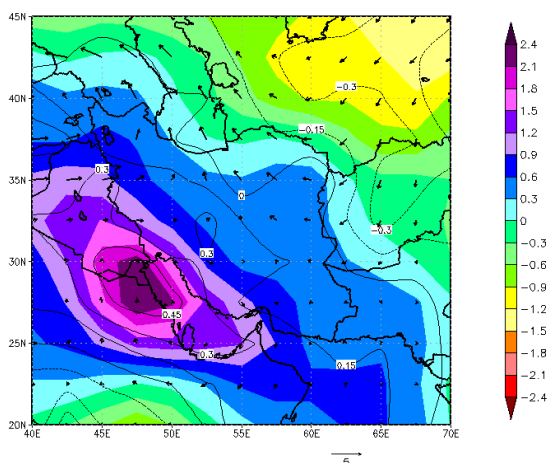


شکل ۴- بی‌هنجاری سه ماهه ژانویه تا مارس برای سه پراسنج آب قابل بارش (PW)، نم ویژه (SH) و جهت باد (VW) در تراز ۸۵۰ میلی‌بار برای بازه زمانی ۱۹۶۰ تا ۱۹۶۹

در این نقشه بی‌هنجاری آب قابل بارش به شکل رنگی بر حسب (kg/m^2) و بی‌هنجاری نم ویژه به شکل خطوط کانتور بر حسب گرم آب بر کیلوگرم هوا (g/kg) و خطوط فلش جهت و سرعت باد بر حسب (m/s) نشان داده شده است.

Figure 4- Anomaly values of seasonal (Jan-Mar) perceptible water (PW), specific humidity (SH) (for the 850 mb level) and vector wind over the period of 1960 to 1969

Perceptible water (kg/m^2) and specific humidity $(\text{g water} / \text{kg air})$ are shown by shading and contour lines, respectively. Vectors show the direction of vector wind. The magnitude of wind speed is shown by a vector beneath the figure.

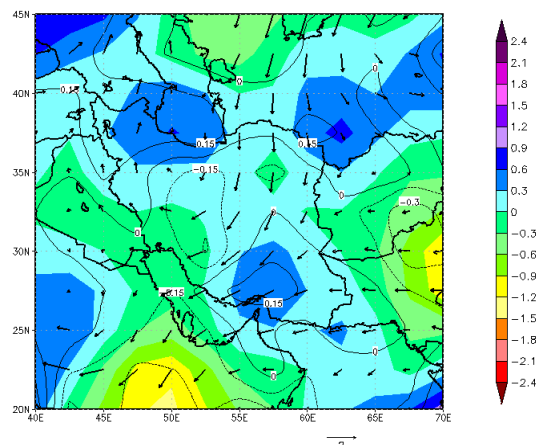


شکل ۵- همانند شکل ۴ ولی برای بازه زمانی ۱۹۷۰ تا ۱۹۷۹
Figure 5- Like Figure 4, except for the period of 1970 to 1979

پدید آمده است که خشکی را برای ایران و کشورهای افغانستان و تاجکستان در پی دارد. در سنجش به دوره ده ساله پیشین، در این دوره بادهای خشک خاوروزان که از کشور افغانستان به درون ایران می آیند، از پایداری و سرعت بالاتری برخوردار شده‌اند و بر بخش‌های بیشتری از استان خراسان و استان‌های کناری دریای خزر تاثیر می‌گذارند. بی‌هنجاری سرعت این بادهای در هر دو دوره نسبت به دوره‌های ده ساله بعدی بالا است به گونه‌ای که بردار مقیاس این بادهای در پایین هر دو شکل ۵ متر بر ثانیه و برای دیگر دوره‌ها یک تا دو متر بر ثانیه است. گرچه در سراسر کشور بیشینه بی‌هنجاری SH هر دو دوره در جنوب باختری و کمینه آن در شمال خاوری دیده می‌شود، ولی در سنجش با دوره نخست، دامنه نوسان آن در دوره دوم کمتر است. این دو پراسنج در دوره دوم (میان -0.15 تا 0.45 گرم بر کیلوگرم) نسبت به دوره اول (میان صفر تا 0.9 گرم بر کیلوگرم) کاهش یافته است. ناهمساز با دهه نخست، در دومین دهه خطوط کانتور به دور از یکدیگرند که نشانگر یکنواختی بیشتر نم در سراسر کشور است.

در سنجش با دوره $1960-1969$ ، در بازه زمانی 1980 تا 1989 بی‌هنجاری سرعت بادهای باختر وزان و جنوب وزان نزدیک به یک پنجم شده است که بسیار نگران کننده است (سرعت باد در شکل ۴ و ۶ مقایسه شوند). گرچه در این دوره بادهای باختر وزان و جنوب وزان بخش بزرگی از کشور را فرا گرفته‌اند ولی سرعت پایین آنها حرکت نم بسوی ایران را دشوار می‌سازد. از این رو، بی‌هنجاری PW در بخش‌های جنوبی ایران منفی و در بخش‌های باختری مثبت است. بالاترین اندازه بی‌هنجاری آب قابل بارش در بخش‌های خاوری کشور عراق جای دارد. بخشی از پهنه‌های جنوب و جنوب باختری ایران نیز با اندازه منفی آب قابل بارش روبرو هستند. سنجش این دوره با دو دوره پیشین آن اهمیت سرعت و جهت بادهای جنوب وزان و باختروزان در ترابری نم به درون ایران را روشن می‌سازد. هر چه این بادهای از پایداری و سرعت بیشتری برخوردار باشند آب قابل بارش و نم ویژه درون ایران بیشتر است. در برابر، بادهای آنتی سیکلونیک که از افغانستان سرچشمه می‌گیرند و در استان‌های خراسان و پهنه‌های کناری دریای خزر می‌وزند بیشتر خشکی را به درون این گستره‌ها می‌پراکنند.

در بازه زمانی 1990 تا 1999 ، اندازه بی‌هنجاری بادهای جنوب وزان در نیمه جنوبی کشور و بادهای شمال وزان و خاور وزان (شرق وزان) در بخش‌های شمالی کشور مثبت است (شکل ۷). در حالی که افزایش بادهای جنوب وزان نم هوا در استان‌های جنوبی افزایش می‌دهد، بادهای شمال وزان و خاور وزان، بجز درکناره‌های دریای خزر، خشکی بیشتر هوا در نیمه شمالی را در پی دارند. به دیگر سخن، در این دوران برای انومالی‌های باد، PW و SH یک حالت دو قطبی میان نیمه جنوبی و شمالی کشور دیده می‌شود که نمونه آن در سه



شکل ۹- همانند شکل ۴ ولی برای بازه زمانی ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۷
Figure 9- Like Figure 4, except for the period 2010 to 2017

بر پایه شکل ۴، در بازه زمانی ده ساله 1960 تا 1969 اندازه مثبت بی‌هنجاری PW به بیش از $2/4$ کیلوگرم بر متر مربع در نواحی جنوب باختری ایران و سرزمین‌های همجوار در دیگر کشورها می‌رسد. همانند این بخش از ایران، بخش‌های بزرگی از جنوب عراق و نیز شبه جزیره عربستان، اندازه نم ویژه SH نیز مثبت می‌باشد. همانگونه که در بخش‌های بعدی دیده خواهد شد، در سنجش با دیگر دوره‌های ده ساله، دهه 1960 میلادی دارای بیشترین گستره جغرافیایی از اندازه مثبت بی‌هنجاری PW در پهنه‌های باختری و جنوب باختری ایران است. بی‌هنجاری بادهای در گستره بزرگی از کشور باختروزان و جنوب وزان است. این نشانگر آن است که در این دوره ده ساله کشور در میدان کارکرد بادهای انباشته شده از آب است. اندازه بی‌هنجاری بادهای بر روی دریای خزر نیز جنوب وزان است که شبیه به سواحل‌های کناره‌های باختری دریا دارند. این بادهای نم هوا را به ساحل‌های باختری دریا می‌رانند تا در آن گستره‌ها نیز اندازه بی‌هنجاری دو پراسنج PW و SH مثبت باشد. در کناره‌های خاوری این دریا که بهره‌چندانی از بادهای شمال وزان ندارند، اندازه این دو پراسنج منفی است. در این دوره در جنوب باختری و به ویژه در مرکز کشور فواصل خطوط کانتور SH بسیار نزدیک به هم می‌باشد که این شیب تند بیانگر تغییرات فراوان این پراسنج در این پهنه‌ها می‌باشد.

گرچه در بازه زمانی 1970 تا 1979 اندکی کاهش در اندازه مثبت SH و PW دیده می‌شود، ولی به جز در استان‌های خراسان شمالی، گرگان و مازندران، در این دوره نیز بی‌هنجاری هر دو پراسنج در دیگر استان‌ها مثبت است (شکل ۵). بادهای جنوب وزان و باختر وزان از سرعت و پایداری کمتری برخوردارند و پهنه جغرافیایی که اندازه مثبت بی‌هنجاری PW و SH آن برابر دوره پیشین باشد، کمتر است. گرچه در این دوره بادهای باختر وزان و جنوب وزان کمتر شده است، اما یک جریان آنتی سیکلونیک در بخش شمال خاوری ایران

باختری ایران میانگین نم هوا برای نزدیک به بیست سال آخر کمتر از میانگین دراز مدت بوده است. گرچه در دوران ۱۹۶۰-۱۹۶۹ این پهنه از کشور دارای بالاترین بی‌هنجاری مثبت در اندازه PW و SH را در سراسر ایران داشت، در سال‌های پس از ۱۹۷۰ میلادی روی هم رفته روند منفی را آزموده است.

آزمون کلموگروف - اسیمرونوف (K-S test)

جدول ۱ یافته‌های آزمون کلموگروف - اسیمرونوف به منظور بررسی اختلاف معنی‌دار میان توزیع فراوانی بی‌هنجاری چهار پراسنج آب قابل بارش، نم ویژه و دو مولفه باد مداری (Zonal wind, U) و باد نصف النهاری (Meridional wind, V) برای دوره‌های ۱۰ ساله و در دامنه جغرافیایی جغرافیایی ۲۵ تا ۴۰ درجه شمالی و ۴۰ تا ۶۵ درجه خاوری در فصل زمستان را نشان می‌دهد. تایید فرض صفر ($H_0, p > 0.05$) بیانگر آن است که در دو دوره مورد مقایسه توزیع فراوانی پراسنج مورد آزمون یکسان می‌باشد. عدم تایید فرض صفر ($H_1, p < 0.05$) بر پایه ناهمسازی توزیع پراسنج‌ها در دوره‌های مورد مقایسه هستند (۱۱).

ستون ۱ جدول، دهه مورد سنجش پایه را نشان می‌دهد. ستون دوم دهه‌ای را نشان می‌دهد که داده‌های آن با داده‌های دهه ستون پایه آزموده شده است. ستون سوم (D) معیار آزمون است که فاصله دو تابع توزیع را بین دو نمونه مورد بررسی نشان می‌دهد و اندازه p -value در ستون چهارم آورده شده است. هنگامی که اندازه p -value از ۰.۰۵ بیشتر است نشانگر نبود اختلاف میان توزیع داده‌های دو دوره است. برای نمونه، p -value برای پراسنج PW به منظور سنجش میان دهه یک و دو برابر ۰.۱۸ و برای دهه یک و دهه سه تا شش صفر است. به بیان دیگر توزیع PW در سراسر پهنه ارزیابی شده برای دو دوره یک و دو اختلاف معنی‌داری در سطح آماری ۹۵٪ ندارند در حالی که توزیع این پراسنج در دوره یک با دوره‌های سه تا شش در گستره ایران دارای اختلاف معنی‌دار است. همانگونه که در جدول ۱ دیده می‌شود، بی‌هنجاری مولفه افقی باد (U wind) دهه اول (۱۹۶۰) با دیگر دهه‌ها دارای اختلاف معنی‌داری است ($p < 0.05$). این اختلاف بیانگر آن است که با گذر زمان در دهه‌های گوناگون الگوی تغییرات این مولفه تغییر کرده است. همچنین توزیع بی‌هنجاری مولفه عمودی باد (V Wind) زمستانه در دهه اول با همه دوره‌های مورد بررسی مگر دهه ششم در سطح آماری ۹۵٪ دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشد. به دیگر سخن در سنجش با دهه اول، الگوی بادهای برداری در گذر زمان همراه با تغییرات معنی‌دار بوده است. افزون بر این ارزیابی توزیع مقادیر آب قابل بارش و نم ویژه در دهه نخست نشان از اختلاف معنی‌دار این دوره با دیگر بازه‌های بررسی شده مگر دهه ۱۹۷۰ (دهه دوم) در سطح آماری ۹۵٪ دارد. به دیگر سخن، میانگین هر یک از این دو پراسنج در دوره بیست ساله

دهه پیش از آن رخ نداده بود. نمناکی از جنوب به شمال کشور روند کاهشی دارد و بیشه اندازه بی‌هنجاری PW در جنوب کشور نمایان می‌گردد. نشان سامانه‌های نم‌سازی که از اقیانوس هند سرچشمه گرفته‌اند بر روی افزایش نم در بخش‌های بزرگی از ایران نمایان است. از آنجا که اندازه مثبت سرعت بادهای جنوب وزان در این دوره بسیار کمتر از دهه ۱۹۶۰ است، نفوذ نم به درون بخش‌های شمالی ایران چندان چشمگیر نمی‌باشد. در سنجش با سه دوره ده ساله پیشین، جهت انومالی باد بر روی دریای خزر بر عکس شده است که ارزیابی علت آن نیازمند بررسی‌های بیشتر است.

در دوره ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۹، اندازه بی‌هنجاری PW و SH در سراسر کشور منفی می‌باشد که در سنجش با چهار دهه پیشین و یک دهه بعدی، چالش برانگیزترین دوره می‌باشد (شکل ۸). در این دوره بی‌هنجاری باد در نیمه شمالی کشور، شمال وزان و در بخش‌های جنوبی خاور وزان می‌باشد. به جز برای کناره‌های جنوبی دریای خزر، این بادها نم را از دیگر بخش‌های کشور بیرون می‌برند. برای نمونه، بردارهای باد در شکل ۸ و سنجش آن با شکل‌های ۴ تا ۷، گویای آن است که افزایش نم در بخش بزرگی از عربستان سعودی ناشی از رانش هوای نمناک از سوی ایران به درون این کشور است. در برابر، بخش‌های جنوب باختری و باختر ایران مانند استان‌های خوزستان، فارس، کهگیلویه و بویر احمد، ایلام، کرمانشاه و اصفهان یکی از خشک‌ترین دوره‌ها در این چند دهه را آزموده‌اند. همانگونه که در شکل ۸ دیده می‌شود، در این دوره ده ساله، بادهای نم دار جنوب وزان و باختر وزان دارای بی‌هنجاری‌های مثبت نیستند. نه تنها ایران، بلکه کاهش در اندازه بی‌هنجاری PW و SH گستره بزرگی از کشورهای جنوبی خلیج فارس (به جز بخش‌های میانی و باختری عربستان سعودی) را نیز در بر گرفته است. با چنین سرنوشت یکسانی که ایران و کشورهای همسایه با یک دید نگرینسته می‌شوند، نیاز به یک همکاری منطقه‌ای برای کاهش بحران‌های زیست محیطی بیش از پیش روشن می‌گردد.

شکل ۹ نشانگر آن است که در دوره ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۷ نیز بادهای شمال وزان و خاور وزان پهنه‌های گوناگون کشور را در بر گرفته است و اندازه آب قابل بارش و نم ویژه در بسیاری از جاها کمتر از میانگین دراز مدت می‌باشد. سنجش دو شکل ۸ و ۹ گویای آن است که در سنجش با دوره ۲۰۰۰-۲۰۰۹، در دوره ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۷ میانگین سرعت باد نزدیک دو برابر شده و نمناکی بهبود نسبی یافته است. بادهای خاور وزان که بر روی دریای عمان می‌وزند گاهی شکل آنتی سیکلونی گرفته و نم خوبی را به هوای استان‌های هرمزگان و جنوب فارس تزریق کرده‌اند. در بخش‌های شمالی کشور نیز سامانه آنتی سیکلونی شکل گرفته بر روی دریای خزر نم خوبی را در هوای استان‌های گیلان، قزوین، زنجان، اردبیل و آذربایجان پراکنده‌اند. ارزیابی‌های انجام شده نشانگر آن است که برای پهنه‌های جنوب

پیشین، مقیاس دهه‌ای الگوی این پراسنجه‌ها دستخوش تغییرات معنی‌دار بوده است.

نتیجه‌گیری

از آنجا که بزرگترین بخش از بارش ایران در فصل زمستان روی می‌دهد، نوسان آب قابل بارش (PW)، نم ویژه (SH) و سرعت و جهت باد برداری (VW) در لایه ۸۵۰ میلی‌باری برای ایران و بخش‌هایی از کشورهای همسایه برای دوره سه ماه ژانویه، فوریه و مارس (فصل زمستان) ارزیابی گردید. در ابتدا میانگین PW و SH برای دو دوره ۲۹ ساله ۱۹۶۰ تا ۱۹۸۸ با اندازه‌های رو در روی آن در دوره ۱۹۸۹ تا ۲۰۱۷ سنجش گردید. سپس، تفاضل این دو پراسنجه‌ها که تفاضل باد برداری را نیز به همراه داشت در این دو دوره بررسی شد. در گام دوم، همه دوره (بازه زمانی ۱۹۶۰ تا ۲۰۱۷) به ۵ دوره ۱۰ ساله و یک دوره ۸ ساله بخش گردید و اندازه این پراسنجه‌ها در هر دوره با یکدیگر سنجش گردیدند. از آزمون کلموگروف-اسیمرونوف برای بررسی ناهمسازی (اختلاف) معنی‌دار میان توزیع فراوانی PW، SH و دو مولفه برداری باد (U wind and V wind) برای دوره‌های یاد شده بهره‌گیری شد.

نخست، تغییر چندانی نداشته است. این در حالیست که پس از سال ۱۹۸۰ میانگین آب قابل بارش و نم ویژه که از نشانگرهای شرایط رخداد بارش به شمار می‌روند، در سنجش با دهه ۱۹۶۰ با کاهش معنی‌دار روبرو بوده است.

مقایسه توزیع احتمالی بی‌هنجاری پراسنجه‌های مورد بررسی در دهه ۱۹۷۰ با دهه‌های پس از آن نشان از اختلاف معنی‌دار همه آنها با یکدیگر می‌باشد. به دیگر سخن با گذر زمان در مقیاس دهه‌ای الگوی این پراسنجه‌ها دستخوش تغییرات معنی‌دار بوده است. همچنین یافته‌ها روشن می‌سازد که در دهه سوم (۱۹۸۰ تا ۱۹۸۹) توزیع بی‌هنجاری مولفه‌های باد با همه دهه‌های پسین (۱۹۹۰ تا ۲۰۱۰) دارای اختلاف معنی‌دار در سطح آماری ۹۵٪ می‌باشد. افزون بر این، اندازه نم ویژه و آب قابل بارش در این دهه با دهه بعدی (۱۹۹۰ تا ۱۹۹۹) اختلاف معنی‌دار نشان نداده است این در حالی است که با دو دهه آخر (۲۰۰۰ تا ۲۰۱۰) دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشد. مقایسه اختلاف توزیع آب قابل بارش و رطوبت ویژه در دهه نخست و سوم با دیگر دهه‌ها نشان می‌دهد که در این توزیع در هر دو دهه با دهه پسین اختلاف معنی‌داری نداشته است. به بیان دیگر تا دهه ۲۰۰۰ این تغییرات پس از یک دوره بیست ساله چشمگیر می‌باشد. سنجش توزیع احتمالی بی‌هنجاری پراسنجه‌های مورد بررسی در دهه چهارم (۱۹۹۰) و پنجم (۲۰۰۰) با دهه‌های پس از آن نشان از اختلاف معنی‌دار همه آنها با یکدیگر می‌باشد. به دیگر سخن در گذر سه دهه

جدول ۱- آزمون کلموگروف-اسیمرونوف (K-S test) برای داده‌های بی‌هنجاری آب قابل بارش (PW)، نم ویژه (SH) و مولفه‌های برداری باد (VW) در دوره‌های ۱۰ ساله

Table 1- Kolmogorov-Smirnov test (K-S test) for data anomaly perceptible water (PW), specific humidity (SH) and vector wind (VW) in period 10 years

دهه اول First decade	دهه مورد ارزیابی Evaluated decade	آب قابل بارش (Precipitable water, PW)		نم ویژه (Specific humidity, SH)		مولفه افقی باد (U wind)		مولفه عمودی باد (V wind)	
		D	P-value	D	P-value	D	P-value	D	P-value
1	2	0.20	0.18	0.00	1.00	0.83	0.00	0.47	0.00
	3	0.82	0.00	0.52	0.00	0.50	0.00	0.92	0.00
	4	0.87	0.00	0.73	0.00	0.48	0.00	0.75	0.00
	5	0.97	0.00	0.83	0.00	0.55	0.00	0.88	0.00
	6	1.00	0.00	0.97	0.00	0.68	0.00	0.00	1.00
2	3	0.63	0.00	0.52	0.00	0.93	0.00	0.52	0.00
	4	0.70	0.00	0.73	0.00	1.00	0.00	0.55	0.00
	5	0.78	0.00	0.83	0.00	0.78	0.00	0.45	0.00
	6	0.90	0.00	0.97	0.00	0.60	0.00	0.47	0.00
3	4	0.20	0.18	0.30	0.01	0.93	0.00	1.00	0.00
	5	0.40	0.00	0.47	0.00	0.45	0.00	0.73	0.00
	6	0.72	0.00	0.83	0.00	0.72	0.00	0.92	0.00
4	5	0.35	0.00	0.27	0.03	0.98	0.00	0.98	0.00
	6	0.63	0.00	0.68	0.00	0.98	0.00	0.75	0.00
5	6	0.62	0.00	0.63	0.00	0.50	0.00	0.83	0.00

و SH به ترتیب بیش از ۲/۴ کیلوگرم بر متر مربع و ۰/۹ گرم بر کیلوگرم در پهنه‌های جنوب باختری در بازه زمانی ۱۹۶۰ تا ۱۹۶۹ دیده شد. شوربختانه این بی‌هنجاری مثبت در بخش‌های جنوب باختری ایران گذر زمان رو به کاهش نموده است، به گونه‌ای که در دهه های ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۹ این بی‌هنجاری منفی شد و به نزدیک به از ۱/۱- کیلوگرم بر متر مربع برای PW و ۰/۴- گرم بر کیلوگرم برای SH افت نمود. از آنجا که در دوره ۲۰۱۰-۲۰۱۷ روند مثبتی در این داده‌ها دیده شد، می‌توان گفت که آمار دوره ۲۰۰۰-۲۰۱۰، کمترین اندازه این پراسنجه‌ها در کشور و بویژه جنوب باختری آن بودند. گرچه در دوره ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۷ اندازه PW و SH تا اندازه‌ای در سراسر کشور افزایش یافت ولی باز هم در سنجش با دوران پیش از ۱۹۹۱ کاهش چشمگیری را نشان می‌دهد. اندازه بی‌هنجاری PW از سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۹ در سراسر کشور منفی می‌باشد که این دوره در بین شش دوره ۱۰ ساله مورد بررسی چالش برانگیزترین دوره خشک می‌باشد. اندازه انحراف از میانگین SH نیز در این دوره در سراسر کشور منفی و بیشینه آن ۰/۴۵- گرم بر کیلوگرم در گستره‌های کوچکی از استان‌های فارس، کهگیلویه و بویر احمد و اصفهان می‌باشد. روشن شد که بی‌هنجاری مثبت در سرعت و جهت بادهای باختر وزان و جنوب وزان افزایش اندازه PW و SH را به دنبال دارد. در برابر، بادهای شرق‌وزان و شمال‌وزان کاهش این پراسنجه‌ها را در پی دارد.

یافته‌ها نشان داد که در هر دو بازه زمانی ۲۹ ساله، الگوی پراکنش جغرافیایی PW و SH کم و بیش یکسان است. بر پایه این الگو، بیشترین اندازه میانگین PW در کناره‌های دریای عمان و خلیج فارس میان ۱۲ تا ۱۷ کیلوگرم بر متر مربع و کناره‌های دریای خزر ۱۰ تا ۱۱ کیلوگرم بر متر مربع در نوسان است. کمترین اندازه PW از شمال باختری تا پهنه‌های مرکزی و جنوبی ایران در امتداد رشته کوه‌های زاگرس میان ۶ تا ۱۰ کیلوگرم بر متر مربع دیده شد. ناهم‌ساز با میانگین PW، بیشترین اندازه SH در پهنه‌های کوه‌های زاگرس از شمال باختری تا گستره‌های مرکزی کشور میان ۴/۲۵ تا ۵ گرم بر کیلوگرم در نوسان بود. گرچه در این دو دوره ۲۹ ساله الگوی پراکنش PW و SH به هم نزدیک است اما اندازه‌های این پراسنجه‌ها در دوره دوم به گونه‌ای معنی‌دار کمتر از دوره نخست بود. انومالی باد نیز که در دوره ۱۹۶۰-۱۹۸۸ بیشتر جنوبی و باختری بود در دوره ۱۹۹۰-۲۰۱۷ به شمالی و خاوری دگرگونی یافته بودند. از آنجا که بادهای جنوبی و باختری نقش بزرگی در شار نم هوا بسوی ایران دارند، کاهش آنها در دوره دوم با کاهشی که در اندازه‌های PW و SH دیده شد، هماهنگ است. برای دوره دوم ۲۹ ساله، بیشترین اندازه کاهش PW و SH در استان‌های جنوب باختری در برگزیده استان‌های بوشهر، خوزستان، فارس، کهگیلویه و بویراحمد و ایلام و کرمانشاه دیده شد.

در میان دوره‌های ده ساله بیشترین اندازه مثبت بی‌هنجاری PW

منابع

1. Adeyemi B. 2009. Empirical modeling of layered integrated water vapor using surface mixing ratio in Nigeria. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 48(2):369-380.
2. American Meteorological Society, Precipitable Water Vapor, Glossary of Meteorology. Available at http://glossary.ametsoc.org/wiki/Precipitable_water, (visited 5 October 2015).
3. Amiri M.J., and Eslamian S.S. 2010. Investigation of climate change in Iran. *Journal of Environmental Science and Technology* 3: 208-216.
4. Asakereh H., and Doostkamian M. 2014. Tempo-spatial changes of perceptible water in the atmosphere of Iran. *Iran-Water Resources Research* 10(1): 72-86. (In Persian with English abstract)
5. Asakereh H., and Dustkamiyan M. 2015. Investigate the role of spatial distribution - the maximum dispersion of atmospheric precipitable water in Iran. *Journal of Applied Geosciences Research* 15(36):7-26. (In Persian)
6. Choy S., Wang C.S., Yeh T.K., Dawson J., Jia M., and Kuleshov Y. 2015. Precipitable water vapor estimates in the Australian region from ground-based GPS observations. *Advances in Meteorology* 2015(5): 1-14.
7. Dai A., and Trenberth K.E. 2004. The diurnal cycle and its depiction in the Community Climate System Model. *Journal of Climate* 17(5): 930-951.
8. Dehghani T., Salighe M., and Alijani B. 2018. The effect of climate change on the precipitable water content in the north coast of the Persian Gulf. *Journal of Geographical Sciences* 18:75-91. (In Persian with English abstract)
9. Dessler A.E., Zhang Z., and Yang P. 2008. Water vapor climate feedback inferred from climate fluctuations, 2003-2008. *Geophysical Research Letters*, 35(20).
10. Fallah Ghalhari Gh.AS. 2011. Essentials and fundamentals of Meteorology. Publications of the Institute of Climatology, First Edition.
11. Marsaglia G., Tsang W., and Wang J. 2003. Evaluating Kolmogorov's distribution. *Journal of Statistical Software*, 8(18).
12. IPCC, ClimateChange. 2013. ThePhysicalScienceBasis.Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013.

13. Karimi V., Karami E., and Keshavarz M. 2018. Climate change and agriculture: Impacts and adaptive responses in Iran. *Journal of Integrative Agriculture* 17(1): 1-15.
14. Katiraei P.S., Arkyan F., and Rezaei Farkosh R. 2011. Trend of humidity (specific and relative) in synoptic stations in Iran in period 1976-2005. *Journal of Marine Science and Technology Research* 6(2): 19-30. (In Persian with English abstract)
15. Kiehl J.T., and Trenberth K.E. 1997. Earth's annual global mean energy budget. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78(2): 197-208.
16. Mieruch S., Noël S., Bovensmann H., and Burrows J.P. 2008. Analysis of global water vapour trends from satellite measurements in the visible spectral range. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8(3): 491-504.
17. Mobasheri M.R., Farajzadeh Asl M., and Sadeghi Naeini A. 2010. Total precipitable water (TPW) assessment using MODIS images radiosonde data (Case study: Tehran District). *The Journal of Spatial Planning (Modares Human Sciences)* 14(1): 107-126. (In Persian)
18. Mohammadiha A., Memarian M.H., Majid Azadi M., and Reyhani Parvari M. 2014. Study of WRF model predictions for precipitable water and its relation with estimated precipitation by Tehran weather Radar. *Iranian Journal of Geophysics* 8(3): 1-13. (In Persian with English abstract)
19. Sadeghi Hosseini S.A.R., Hajam S., and Tofangsaz P. 2005. A study of the relationship between precipitable water and observed precipitation over Tehran. *Journal of the Earth and Space Physics* 31(2): 13-21. (In Persian with English abstract)
20. Nazemosadat S.M.J., Samani N., Barry D.A., and Molaii Nikoo M. 2006. ENSO forcing on climate change in Iran: Precipitation analysis, *Iranian Journal of science and Technology* 30(B4): 555-565.
21. Nazemosadat S.M.J. 2015. *Fundamentals of Meteorology and Climatology*, Published by the publication center of the Iran's Ministry of Higher Education, 460 p, 2010.
22. Pazhoh F. 2019. *Trend Analysis of Tropospheric Specific Humidity over Iran*, Ph.D. thesis, Kharazmi University.
23. Ross R.J., and Elliott W.P. 1996. Tropospheric water vapor climatology and trends over North America: 1973-93. *Journal of Climate* 9(12): 3561-3574.
24. Shariatmadari Z. 2012. *General meteorology*. Parsia Publications, First Edition.



Climate Change in Iran Based on Changes in Precipitable Water, Specific Humidity and Wind Data

S.M.J. Nazemosadat^{1*}- L. Abbasi²- S. Mehravar³

Received: 09-04-2019

Accepted: 02-11-2020

Introduction: Based on the research and assessment carried out during the Climate Change Enabling Activity Project under United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) and using the scenarios proposed by IPCC, it is estimated that if the CO₂ concentration doubles by the year 2100, the average temperature in Iran will increase by 1.5-4.5°C which will cause significant changes in water resources, energy demand, agricultural products and coastal zones. The present study is aimed to investigate the characteristics of climate change in Iran and some parts of the neighboring countries. Identifying the spatio-temporal changes in three atmospheric variables comprising perceptible water (PW), specific humidity (SH) and vector wind (VW, U and V components) over 1960-2017 was the main themes of the study.

Materials and Methods: Monthly values of these variables during wintertime (January to March) were extracted from the CDC/ Reanalysis 2/ NOAA in 2.5 * 2.5 grids for the period of 1960-2017. The study area locates between 20° to 45° N and 30° to 70° E. After averaging monthly data into seasonal series, as first step, significant changes in the considered series were investigated between two equal periods having 29 years of data (1960-1988 and 1989-2017). In the second step, the 58 years of the study period were divided into five successive decades (1960-2009) and a period with eight years (2010-2017). The Kolmogorov-Smirnov (K-S) field significant test was used for assessing the spatio-temporal difference between the obtained maps associated with various decades.

Results and Discussion: According to Figures 1 and 2, for both of the 29-year time-scales (1960-1988 and 1989-2017), PW was maximum (12 to 17 kg/m²) alongside the northern coasts of the Persian Gulf and the Oman Sea. After this, PW had the highest values over the southern coasts of the Caspian Sea (10 to 12 kg/m²). Oppose to these coastal areas, minimum values of this variable with about 6 to 10 kg/m² were associated with the Zagros mountains. In general, PW exhibited an inverse relationship with elevation. In contrast to PW, SH maximized (4.2 to 5 g/kg) over the Zagros ranges and its relationship with elevation was generally positive. The lowest value of the SH data was about 3.5 g/kg suggesting relatively low variation in the SH data within the country. Compared to the 1960-1988 period, a significant decline was observed in the values of PW and SH in 1989-2017. Although this decline was obvious over all parts of the country, it was slightly significant for the southwestern (northwestern) districts. Compared to the first half of the study period (1960-1989), PW (or SH) decreased by about 2.5 kg/m² (or 0.6 g/kg) in southwestern and 0.3 kg/m² (or 0.15 g/kg) in northwestern parts of Iran for the recent half (1989-2017). Differences between wind data during these two time-periods were mostly either northerly or easterly suggesting a significant decrease in the rain-bearing southerly or westerly circulation over 1989-2017. Anomalies of the near-surface wintertime winds were mostly found to be southerly or westerly during 1960-1988 implicating the possibility of moisture transport from the Persian Gulf, the Oman Sea, the Mediterranean Sea, and the Red Sea into the most parts of Iran. Conversely, the anomalies were either northerly or easterly in 1989-2017 suggesting less moisture transport into Iran for this recent period.

In the decadal time-scale, maximum values of PW, SH, as well as southerly or westerly circulations, were observed during 1960-1969. The given results suggest that the enhanced (or suppressed) values of PW and SH are generally harmonized with the strengthened southerly and westerly (or northerly and easterly) wind anomalies. For this period, prevailing of southeasterly winds over the Caspian Sea enhanced or suppressed the measure of PW, SH over the western or eastern coasts of the Sea, respectively. Even though the mentioned atmospheric circulation patterns were generally similar for the 1960-1969 and 1970-1979 decades, positive anomalies of PW and SH, as well as the westerly and southerly airflows, were slightly suppressed for the second decade. The anomalies of westerly and southerly winds decreased by about one-fifth for 1980-1989 as compared with that in 1960-1969 resulting in a significant decrease in the PW and SH data for this decade. Although these

1, 2 and 3- Professor, Graduate and Master of Water Engineering, Center for Atmospheric and Oceanic Research, Shiraz University, respectively.

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

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.76456

anomalies were slightly positive over most parts of Iran, their weakness did not allow significant improvement in the PW and SH values. The period of 2000-2009 was evaluated as the driest decade of the study period for which the negative anomalies of PW and SH, as well as westerly and southerly circulations, were maximized (in absolute values). In spite of the fact that these undesirable conditions have recovered during the period of 2010-2017, PW and SH were still very low for this recent period. With the exception of the 1990-1999 decade, PW and SH have continuously decreased for the decades after 1970. The rain-bearing southerly and westerly winds have been gradually replaced with dry northerly or easterly wind during the recent periods.

Conclusion: The findings showed that the PW and SH distribution patterns are close together in the 29-year periods, the measures were, however, significantly smaller in the second period than in the first. The wind anomalies, which were mostly southerly and westerly in 1960-1988, have been changed to northerly and easterly in 1989-2017. Since the southerly and westerly winds play an influential role in moisture transfer to Iran, their reduction in the second period is consistent with the observed decrease in PW and SH. Among the ten-year periods, the highest positive PW and SH abnormalities are associated with the 1960 and 1969 decade. This positive anomaly decreased over the time. Since a positive trend is observed for 2010-2017, it can be concluded that 2000-2010 is the driest decade of the study period. The positive anomalies of westerlies (easterlies) and southerlies (northerlies) increased (decreased) the magnitudes of PW and SH.

Keywords: Climate change, Iran, Precipitable water, Specific humidity, Wind

مقاله پژوهشی

پیش‌نگری نمایه‌های حدی دما بر اساس سناریوهای RCP در شمال شرق کشور

سعیده کوزه گران^{۱*} - محمد موسوی بایگی^۲ - ایمان باباییان^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۲/۰۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۸/۱۲

چکیده

یافته‌های هیات بین‌الدولی تغییر اقلیم نشان از افزایش میانگین و مقادیر حدی دما تحت شرایط گرمایش جهانی دارد. در این بین شرق کشور منطقه‌ای مستعد برای کاشت گیاه زعفران می‌باشد. از آنجا که این گیاه حساس به مقادیر حدی دما می‌باشد، لذا در این تحقیق چشم‌انداز رخدادهای حدی دمایی منطقه در سه دوره آینده نزدیک (۲۰۲۶-۲۰۵۰)، میانه (۲۰۵۱-۲۰۷۵) و دور (۲۰۷۶-۲۱۰۰) تحت سناریوهای واداشت تابشی RCP مورد مطالعه قرار گرفت. برای برآورد چشم‌انداز آینده از داده‌های مدل MPI-ESM-LR از سری مدل‌های CMIP5 که با استفاده از روش آماری BCSD ریزمقیاس شده بودند، استفاده شد. با استفاده از نرم‌افزار RCLIMDEX، نمایه‌های حدی استخراج گردیدند. نتایج این پژوهش نشان دادند که در سه دوره آینده نزدیک، میانه و دور و تحت هر دو سناریوی RCP4.5 و RCP8.5، شاخص‌های حدی گرم افزایش و شاخص حدی سرد کاهش می‌یابند. همچنین شاخص‌های بیشینه دمای حداکثر روزانه (TXx)، کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn)، تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20)، کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn) در همه ایستگاه‌ها روند افزایشی داشته است، در حالی که درصد روزهایی که دمای حداکثر کمتر از صدک دهم باشد (TX10P) که نشان‌دهنده کاهش روزهای سرد می‌باشد، برای همه ایستگاه‌ها دارای روند منفی است. شیب تغییرات شاخص‌های مورد بررسی در سناریوی RCP8.5 در ایستگاه‌های مورد مطالعه بیشتر از شیب تغییرات سناریوی RCP4.5 خواهد بود، که این شیب تغییرات در اغلب شاخص‌ها در آینده دور بیشتر از آینده نزدیک می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: تغییر اقلیم، دمای حداقل، دمای حداکثر، رخدادهای حدی اقلیمی، BCSD

مقدمه

هواشناسی (WMO) به عنوان شاخصی برای شناسایی پدیده‌های اقلیمی و هواشناسی نادر که فراتر از یک حد آستانه می‌باشد تعریف شده است. تغییرات در پدیده‌های حدی اقلیمی مانند دوره‌های طولانی روزهای داغ و یا روزهای بارش‌های سنگین تأثیر بسیار زیادتری از تغییرات در میانگین‌های اقلیمی بر جوامع انسانی و محیط می‌گذارد تغییرات در تغییرپذیری و فراوانی رویدادهای حدی می‌تواند آثار و آسیب‌های شدیدتری را نسبت به تغییرات در متوسط ویژگی‌های اقلیمی داشته باشد (۱۰).

تاکنون مطالعات متعددی در جهان در مورد تغییر اقلیم و رویدادهای حدی اقلیمی انجام شده است. این مسئله از زمانی بیشتر مورد توجه قرار گرفت که برخی مدل‌های اقلیمی نشان دادند که تغییرات اقلیمی در قرن بیست و یکم سبب افزایش چشمگیر فراوانی رویدادهای حدی می‌شود (۱۳). از اوائل دهه ۹۰، بررسی تغییرات مقادیر فرین منطقه‌ای و جهانی، بویژه دما و بارش، در مناطق مختلف دنیا مانند آمریکا (۶)، کانادا (۴) و استرالیا (۱۷)، چین (۲۱) انجام گردید و در مطالعات خود اغلب به وجود روند کاهشی در تعداد روزها با دمای حدی پایین پی برده‌اند. فریش و همکارانش (۷) در پژوهشی که انجام

تغییر اقلیم یعنی هر تغییر مشخص در الگوهای مورد انتظار برای وضعیت میانگین آب و هوایی که در طولانی مدت در یک منطقه خاص یا برای کل اقلیم جهانی رخ بدهد (۱۶). مشخصه اصلی تغییر اقلیم جابه‌جایی میانگین پارامترهای اقلیمی و افزایش فراوانی وقوع پدیده‌های حدی اقلیمی می‌باشد. تغییرات اقلیم، بزرگی و فراوانی ناشی از وقایع حدی آب و هوایی را افزایش می‌دهد (۱۵). گرمایش جهانی سبب تغییر در نمایه‌های حدی اقلیمی و افزایش شدت و فراوانی وقوع رویدادهای حدی اقلیمی (سیل، خشکسالی، دماهای بالا و ...) می‌شود. نمایه‌های حدی اقلیمی توسط سازمان جهانی

۱ و ۲- به ترتیب دانش آموخته دکتری هواشناسی کشاورزی و استاد گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

(*) نویسنده مسئول: Email saeedeh.kouzegaran@mail.um.ac.ir

۳- استادیار، گروه پژوهشی مدل‌سازی و پیش‌آگاهی اقلیمی، پژوهشکده اقلیم‌شناسی، پژوهشگاه هواشناسی و علوم جو، مشهد

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.85845

است و از ویژگی‌های منحصر به فرد این پژوهش ریزمقیاس نمایی آماری با اصلاح روش BCSD می‌باشد که روش BCSD اصلاح شده شیوه نوینی در ریزمقیاس نمایی داده‌های مدل جهانی برای بررسی روند رویدادهای حدی می‌باشد. مطالعه مقادیر حدی در برنامه‌ریزی‌های و سیاست‌گذاری‌های بخش کشاورزی، زراعت و مدیریت منابع آب اهمیت بسیار دارد.

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در این پژوهش، استان‌های خراسان رضوی و خراسان جنوبی (استان خراسان جنوبی و نیمه جنوبی خراسان رضوی) در نظر گرفته شد موقعیت جغرافیایی این منطقه بین ۵۵ درجه و ۱۷ دقیقه تا ۶۱ درجه و ۱۶ دقیقه شرقی و ۳۰ درجه و ۳۱ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۴۲ دقیقه شمالی می‌باشد. در این مطالعه از داده‌های بلند مدت روزانه حداقل و حداکثر درجه حرارت تعدادی از ایستگاه‌های سینوپتیک شمال شرق کشور شامل کاشمر، تربت حیدریه و گناباد از استان خراسان رضوی و ایستگاه‌های بیرجند، قاین، نهبندان، فردوس و طبس از استان خراسان جنوبی در دوره تاریخی ۲۰۱۶-۱۹۹۱ استفاده شد (شکل ۱).

برآورد نمایه‌های حدی اقلیمی و بررسی روند آنها

جهت بررسی روند نمایه‌های حدی اقلیمی، شاخص‌های دمایی که توسط تیم کارشناسی ETCCDMI^۱ تعریف شده استفاده شد. این شاخص‌ها توسط نرم‌افزار RCLimDex در محیط زبان برنامه‌نویسی R برآورد می‌شود. در این نرم‌افزار قبل از محاسبه شاخص‌ها، داده‌ها توسط نرم‌افزار کنترل کیفی شده و اطلاعات نادرست چک شده و داده‌های پرت بررسی می‌شود. این شاخص‌ها در سطح معناداری ۰,۰۵ برآورد می‌گردد.

داده‌های مدل جهانی اقلیم

جهت آشکارسازی چگونگی تغییرات دماهای حدی از سناریوهای RCP استفاده شد. در مدل‌های اجرا شده برای پنجمین گزارش ارزیابی IPCC (AR5)، سناریوهای RCP^۲ جایگزین سناریوهای SERS شدند (۱۷). سناریوهای RCP نشان‌دهنده واداشت‌های تابشی هستند. در بین ۴ سناریوی RCP سناریوی RCP4.5 حالت متوسط دارد و سناریوی RCP8.5 بدترین حالت از واداشت‌های تابشی و سناریوهای انتشار زیاد را دارد.

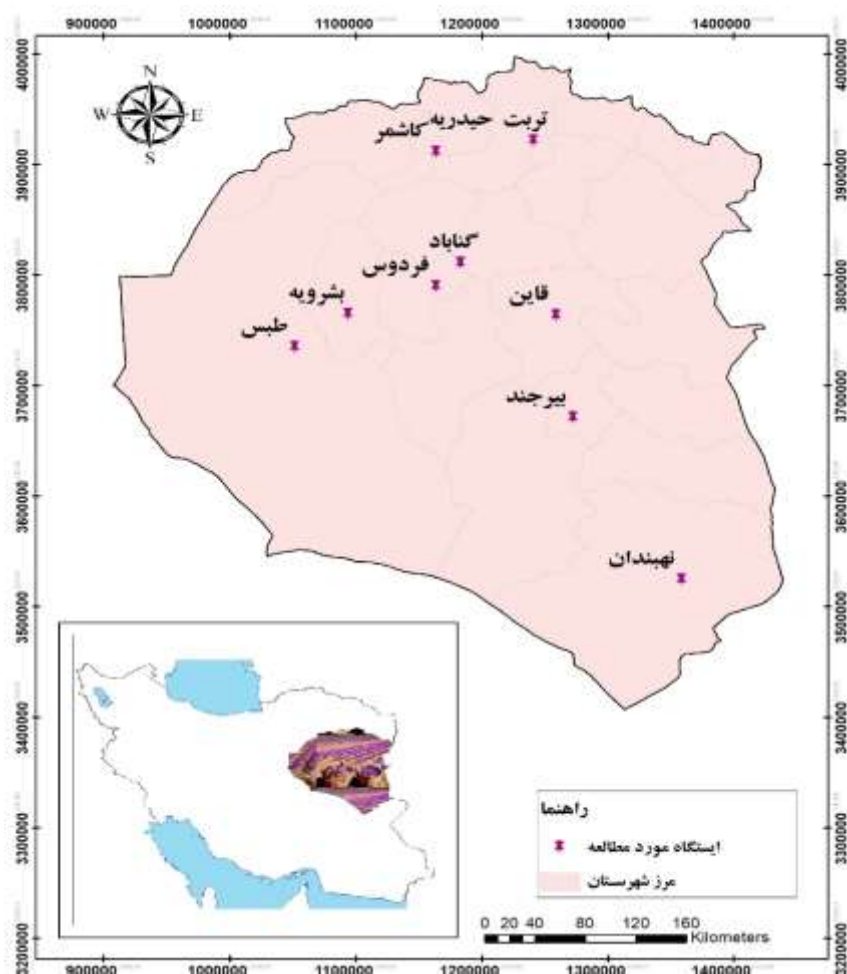
دادند به بررسی مقادیر حدی در مقیاس جهانی پرداخته و دریافتند که طی ۵۰ سال گذشته تعداد روزهای یخبندان در عرض‌های بالا و میانی نیمکره شمالی کاهش یافته است. باباییان و همکاران (۳) به شبیه‌سازی برخی نمایه‌های حدی اقلیمی در ایستگاه‌های منتخب سواحل دریای خزر تحت شرایط گرمایش جهانی پرداختند. در این مطالعه برخی رخدادهای حدی اقلیمی آینده ایستگاه‌های بندر انزلی، بابلسر، رشت، رامسر و گرگان را تحت دو سناریوی A2 و B2 حاصل از برونداد ریزمقیاس شده مدل گردش عمومی HadCM3 با بکارگیری مدل ریزمقیاس کننده SDSM شبیه‌سازی گردید و تاثیر تغییر اقلیم بر رویدادهای حدی اقلیمی بررسی شد. کوزه‌گران و همکاران (۱۴) به بررسی روند رویدادهای حدی اقلیمی در شمال شرق ایران با استفاده از داده‌های روزانه بارش، دما، رطوبت نسبی، سرعت باد و ساعت آفتابی تعدادی از ایستگاه‌های خراسان رضوی و جنوبی در دوره آماری ۲۰۱۲-۱۹۹۲ به بررسی ۲۷ شاخص مربوط به بارش و دما با نرم‌افزار RCLimDex پرداختند. نتایج تجزیه و تحلیل دما، با گرم شدن منطقه مطابقت دارد. این نتایج نشان داد که شاخص‌های حدی گرم روند افزایشی دارند، در حالی که شاخص‌های حدی سرد در دوره مورد مطالعه روند کاهشی دارند. جین و همکاران (۱۰) به بررسی اثرات رویدادهای حدی اقلیمی در دوره حاضر و آینده در ایالت متحده بر تولید ذرت و سویا پرداختند. عملکرد محصول با استفاده از سامانه تولید محصولات کشاورزی برای دو دوره ۱۹۹۵-۲۰۰۴ و ۲۰۰۵-۲۰۹۴ شبیه‌سازی شد. نتایج نشان داد عملکرد ذرت و سویا تا اواخر قرن ۲۱ بر اساس دو سناریوی RCP8.5 و RCP4.5 با توجه به تغییرات رویدادهای حدی کاهش می‌یابد. مطالعه مقایسه بلند مدت تغییرات رویدادهای حدی اقلیمی در شرایط اقلیمی گوناگون در مناطق ساحلی و داخلی ایران توسط قیامی شمیمی، و همکاران (۸) انجام گرفت. در این پژوهش سیزده شاخص دما و هشت شاخص بارش در ۲۷ ایستگاه هواشناسی در طول سال‌های ۱۹۶۱-۲۰۱۲ بر روی ایران بررسی شد. تست من-کندال و برآورد کننده شیب سن برای شناسایی روندها اعمال شدند. نتایج نشان داد که تقریباً تمامی شاخص‌ها براساس حداقل دما، شرایط گرم‌تر را دنبال می‌کنند. و همچنین مناطق خشک و مرکزی بیشترین نشانه‌های گرم شدن را نشان می‌دهد و در مناطق ساحلی شاخص‌های مرتبط با بارش بیشترین تغییرات و روند منفی را نشان داده است.

شرق کشور منطقه‌ای مستعد برای کاشت گیاه زعفران می‌باشد. از آنجا که این گیاه حساس به مقادیر حدی دما می‌باشد، لذا در این تحقیق چشم‌انداز رخدادهای حدی دمایی منطقه در سه دوره آینده نزدیک (۲۰۵۰-۲۰۲۶)، میانه (۲۰۷۵-۲۰۵۱) و دور (۲۱۰۰-۲۰۷۶) تحت سناریوهای واداشت تابشی RCP مورد مطالعه قرار گرفت.

بررسی منابع نشان داد که تاکنون مطالعه‌ای در خصوص بررسی پارامترهای حدی اقلیمی در دوره‌های آتی در این منطقه انجام نشده

1- ETCCDMI: Expert Team on Climate Change Detection Monitoring

2- Representative Concentration Pathways



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه

Fig 1 -The study area

جدول ۱- شاخص‌های حدی دما توصیه شده توسط گروه کارشناسی CCL/CLIVAR

Table 1- Extreme indices recommended by the expert group CCI/CLIVAR/JCOMM

شاخص Index	معرفی شاخص Definitions	یکا UNITS
SU25	تعداد روزهای تابستانی، دمای حداکثر روزانه $\geq 25^{\circ}\text{C}$ (Summer days)	روز Day
TR20	تعداد شب‌های حاره‌ای (دمای حداقل روزانه $> 20^{\circ}\text{C}$) Tropical nights ($T_{\min} > 20^{\circ}\text{C}$)	روز Day
TXx	بیشینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (Maximum $T_{\max}$)	$^{\circ}\text{C}$
TNx	بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (Maximum $T_{\min}$)	$^{\circ}\text{C}$
TXn	کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (Minimum $T_{\max}$)	$^{\circ}\text{C}$
TX10P	روزهای سرد، درصد روزهایی که دمای حداکثر کمتر از صدک دهم باشد (Cool Days)	روز Day

جدول ۲- مشخصات مدل گردش کلی

Table 2- Characteristics of global climate model

Institute	Modeling center (or Group)	Country	Model name	Atmosphere resolution
موسسه	مرکز مدل سازی	کشور	نام مدل	تفکیک پذیری
MPI-M	Max Planck Institute for Meteorology	Germany	MPI-ESM-LR	T63 (1.875°*1.875°) L47

مقایسه می‌شوند. سپس شبیه سازی‌های GCM در دوره آینده بر اساس نتایج مقایسه انجام شده تنظیم و تصحیح می‌شوند. این روش (BCSD) مبتنی بر مقایسه بین تابع توزیع تجمعی (CDF) داده‌های اقلیمی مشاهداتی و داده‌های خروجی GCM در یک پریود زمانی می‌باشد و بر این فرض می‌باشد که بایاس مدل در هر دو سری داده‌های شبیه سازی شده مدل در دوره حاضر و آینده از یک الگوی مشابه پیروی می‌کند (۱). با توجه به اینکه در این مطالعه هدف بررسی شاخص‌های حدی می‌باشد و رفتار و بایاس داده‌های شاخص‌های حدی با شاخص‌های میانگین متفاوت می‌باشد، در این راستا جهت ریز مقیاس داده‌های درجه حرارت برای تعیین شاخص‌های حدی، روش BCSD اصلاح شد و داده‌ها در صدک‌های مختلف طبقه بندی شدند و برای دمای حداکثر صدک‌های بالا و برای دمای حداقل صدک‌های پایین در نظر گرفته شد و سپس الگوی BCSD متناسب برای هر یک از صدک‌های بالا (حداکثر) و صدک‌های پایین (حداقل) اعمال شد.

پس از دریافت خروجی مدل‌ها و ریزمقیاس نمایی آن‌ها داده‌ها در سه دوره آینده (۲۰۲۶-۲۰۵۰)، (۲۰۵۱-۲۰۷۵) و (۲۰۷۶-۲۱۰۰) و بر اساس دو سناریو RCP4.5 و RCP8.5 روند شاخص‌های حدی درجه حرارت برای تمامی ایستگاه‌ها مورد بررسی قرار گرفت.

ارزیابی مدل ریزمقیاس نمایی BCSD اصلاح شده

به منظور ارزیابی مدل ریزمقیاس نمایی معیارهای RMSE و NRMSE محاسبه شد و مقادیر درجه حرارت قبل ($T_{max,model}$) بعد از پس پردازش ($T_{max,pp}$) با مقادیر مشاهداتی ($T_{max,obs}$) مقایسه و ارزیابی گردید.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_{model,i} - X_{obs,i})^2}{n}} \quad (1)$$

$$NRMSE = [1/n \sum_{i=1}^n (X_{model,i} - X_{obs,i})^2]^{0.5} \left(\frac{100}{MO} \right) \quad (2)$$

سناریوی RCP4.5 توسط گروه مدل سازی MiniCAM طراحی شده است و در آن واداشت تابشی ناشی از گازهای گلخانه‌ای قبل از سال ۲۱۰۰ در مقدار ۴/۵ وات بر متر مربع ثابت می‌ماند. بدون اتخاذ هیچ گونه سیاست‌های کاهش آثار و مقابله با پیامدهای اقلیم، آب و هوای کره زمین در خط سیر سناریوی انتشار RCP 8.5 پیش خواهد رفت. به طوری که ادامه این روند منجر به واداشت تابشی به میزان ۸/۵ وات بر متر مربع در سال ۲۱۰۰ می‌گردد. در این هنگام غلظت دی اکسید کربن به بیش از ۱۰۰۰ ppm رسیده و همچنان روند افزایش خواهد داشت. این سناریو توسط تیم مدل سازی MESSAGE و موسسه IIASA به سرپرستی پروفیسور کیوان ریاحی در موسسه بین‌المللی آنالیز سیستم‌های کاربردی IIASA اتریش توسعه و طراحی شد که وجه مشخصه آن روند افزایش گازهای گلخانه‌ای است (IPCC, 2014).

برای منطقه مورد مطالعه، از داده‌های روزانه دماهای حداقل و حداکثر، خروجی‌های ریزمقیاس شده پروژه CORDEX استفاده شد. داده‌ها برای مدل MPI-ESM-LR با فرض دو سناریوی RCP4.5 و RCP8.5 برای بررسی روند تغییرات آینده با پیش‌نگری حد واسط و حداکثر تغییرات آینده دریافت شد.

ریزمقیاس نمایی دما (روش BCSD اصلاح شده)

مدل‌های گردش عمومی هیچگاه نمی‌توانند مستقیماً برای پیش بینی‌های منطقه‌ای یا نقطه‌ای استفاده شوند، آنها نیازمند ریزمقیاس-نمایی هستند تا با اعمال رفتارهای محلی صحت پیش بینی‌های آن‌ها در مقیاس‌های محلی بهبود یابند. روش‌های مختلفی جهت ریز مقیاس نمودن و تولید سناریوهای اقلیمی منطقه‌ای از سناریوهای اقلیمی مدل‌های گردش کلی وجود دارد در این تحقیق از روش ریزمقیاس نمایی آماری استفاده شده است.

روش BCSD اصلاح شده

روش آماری ریزمقیاس نمایی BCSD دارای دو مرحله تصحیح اریبی و تولید داده می‌باشد. در مرحله تصحیح اریبی، مقادیر میانگین گیری شده مدل گردش کلی (GCM) در دوره پایه با سری زمانی داده‌های دیدبانی شده در مقیاس مکانی و دوره زمانی مشابه

روزهای تابستانی، حاکی از روند مثبت این شاخص در تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد که این روند برای ایستگاه‌های بیرجند، بشرویه، فردوس، نهبندان، طبس و گناباد معنادار می‌باشد. شاخص تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20) در تمام ایستگاه‌ها روند مثبت داشته و در ایستگاه‌های قاین و کاشمر این روند معنادار می‌باشد. درصد روزهایی که دمای حداکثر کمتر از صدک دهم باشد (TX10P) که نشان‌دهنده کاهش روزهای سرد می‌باشد، روند معناداری منفی برای تمام ایستگاه‌ها از برازش نمودار شاخص روزهای سرد دارد. شاخص (TXx) نیز در همه ایستگاه‌ها دارای روند افزایشی و معنادار می‌باشد. شاخص بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (TNx) در تمام ایستگاه‌ها دارای روند افزایشی می‌باشد که به جز ایستگاه قاین در سایر ایستگاه‌ها این روند معنادار می‌باشد. کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn) در ایستگاه‌ها دارای شیب منفی می‌باشد.

بررسی روند تغییرات شاخص‌های حدی دما در دوره

2076-2100 بر اساس سناریوی RCP4.5

بر اساس خروجی نرم‌افزار Rclimindex و برازش نمودارها بر روی داده‌های دمای روزانه مدل MPI-ESM-LR برای سناریوی RCP4.5 در دوره ۲۰۷۶-۲۱۰۰ مشاهده شد، شاخص (SU25)، روزهای تابستانی، حاکی از روند مثبت این شاخص در تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد. شاخص تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20) در بیشتر ایستگاه‌ها روند مثبت داشته ولی در بعضی ایستگاه‌ها مانند بشرویه، فردوس، نهبندان و تربت حیدریه این روند منفی می‌باشد. درصد روزهایی که دمای حداکثر کمتر از صدک دهم باشد (TX10P) که نشان‌دهنده کاهش روزهای سرد می‌باشد، روند منفی برای تمام ایستگاه‌ها به جز بیرجند و گناباد دارد. شاخص (TXx) نیز در همه ایستگاه‌ها دارای روند منفی بدون معناداری می‌باشد. شاخص بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (TNx) در تمام ایستگاه‌ها دارای روند منفی می‌باشد که به جز ایستگاه طبس در سایر ایستگاه‌ها این روند معنادار نمی‌باشد. کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn) در ایستگاه‌ها دارای روند مثبت معنادار می‌باشد.

بررسی روند تغییرات شاخص‌های حدی دما در دوره

2026-2050 بر اساس سناریوی RCP8.5

با بررسی داده‌های دمای روزانه مدل MPI-ESM-LR و تعیین شاخص‌های حدی دما با استفاده از نرم‌افزار Rclimindex و برازش نمودارها برای سناریوی RCP8.5 در دوره ۲۰۲۶-۲۰۵۰ مشاهده شد، شاخص (SU25)، روزهای تابستانی، حاکی از روند مثبت این شاخص در تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد که این روند در ایستگاه‌های بشرویه، تربت حیدریه و نهبندان معنادار می‌باشد. شاخص

جدول ۳- ارزیابی روش ریزمقیاس‌نمایی آماری روش BCSD اصلاح شده درجه حرارت حداکثر ایستگاه هواشناسی بیرجند
Table 3- Evaluation of statistical downscaling method of modified BCSD (Birjand meteorological station)

	RMSE	NRMSE
برونداد مستقیم مدل Model	8.1	35.74
برونداد پس پردازش شده Post processing	3.6	20.05

قدرت ارزیابی روش در صورتی که مقدار NRMSE کمتر از ۱۰٪ عالی، بین ۱۰ تا ۲۰٪ خوب، بین ۲۰ تا ۳۰٪ متوسط و بالاتر از ۳۰٪ باشد ضعیف برآورد می‌شود (رینالدی و همکاران، ۲۰۰۴). با توجه به میزان NRMSE قدرت پس پردازش روش مورد استفاده در سطح خوب برآورد شده است.

نتایج و بحث

بررسی روند تغییرات شاخص‌های حدی دما در دوره

2026-2050 بر اساس سناریوی RCP4.5

بر اساس خروجی نرم‌افزار Rclimindex و برازش نمودارها بر روی داده‌های دمای روزانه مدل MPI-ESM-LR برای سناریوی RCP4.5 در دوره ۲۰۲۶-۲۰۵۰ مشاهده شد، شاخص (SU25)، روزهای تابستانی، حاکی از روند مثبت این شاخص در تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد که این روند برای ایستگاه تربت حیدریه معنادار می‌باشد. شاخص تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20) در تمام ایستگاه‌ها روند مثبت داشته و در ایستگاه‌های بیرجند، بشرویه، فردوس، طبس، تربت حیدریه و گناباد این روند معنادار می‌باشد. درصد روزهایی که دمای حداکثر کمتر از صدک دهم باشد (TX10P) که نشان‌دهنده کاهش روزهای سرد می‌باشد، روند معناداری منفی برای تمام ایستگاه‌ها به جز ایستگاه فردوس از برازش نمودار شاخص روزهای سرد دارد. شاخص (TXx) نیز در همه ایستگاه‌ها دارای روند افزایشی می‌باشد. شاخص بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (TNx) در تمام ایستگاه‌ها دارای روند افزایشی می‌باشد که ایستگاه طبس این روند معنادار می‌باشد. کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn) در ایستگاه‌ها دارای شیب منفی می‌باشد.

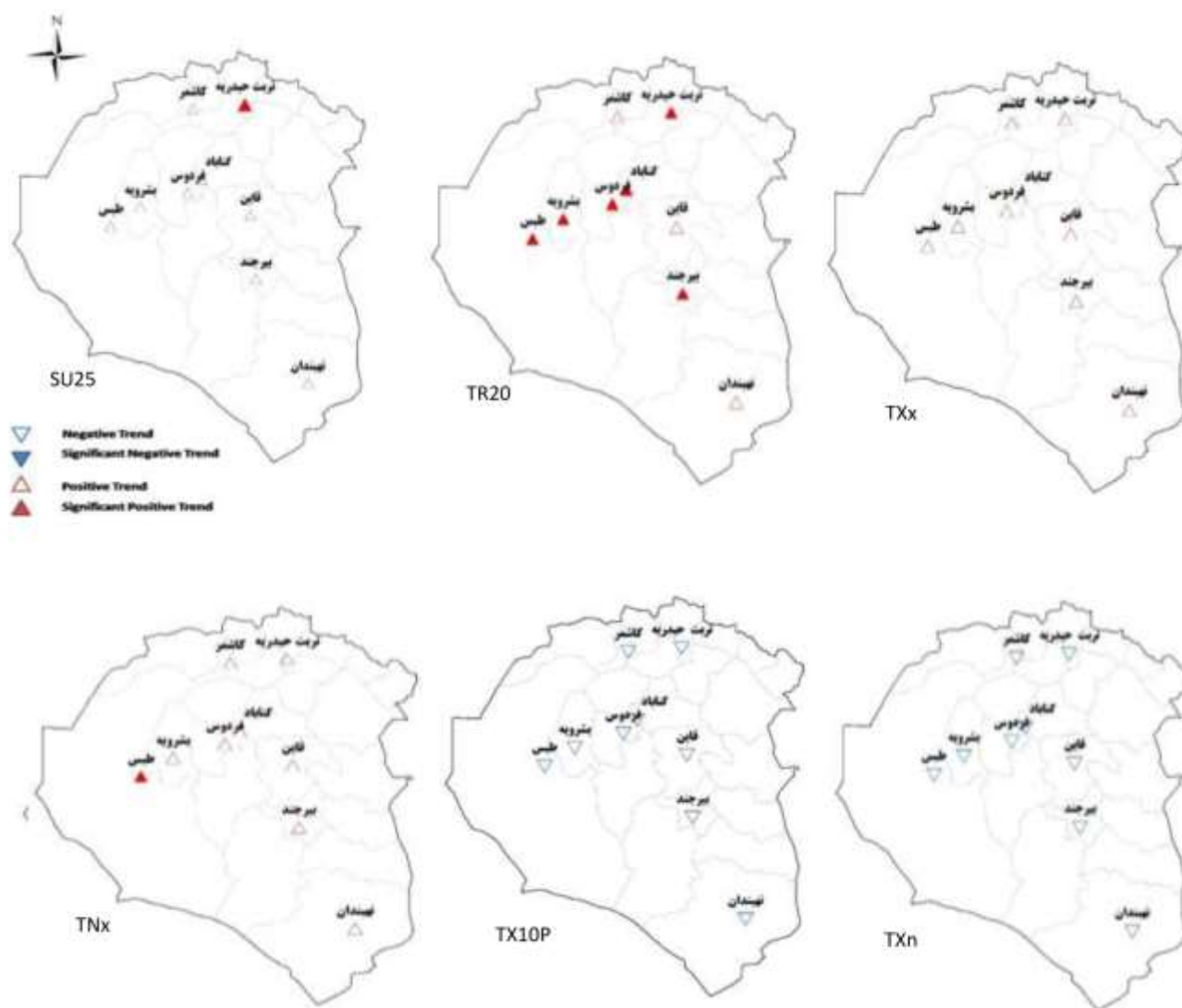
بررسی روند تغییرات شاخص‌های حدی درجه حرارت در

دوره 2051-2075 بر اساس سناریوی RCP4.5

بر اساس خروجی نرم‌افزار Rclimindex و برازش نمودارها بر روی داده‌های درجه حرارت روزانه مدل MPI-ESM-LR برای سناریوی RCP4.5 در دوره ۲۰۵۱-۲۰۷۵ مشاهده شد، شاخص (SU25)،

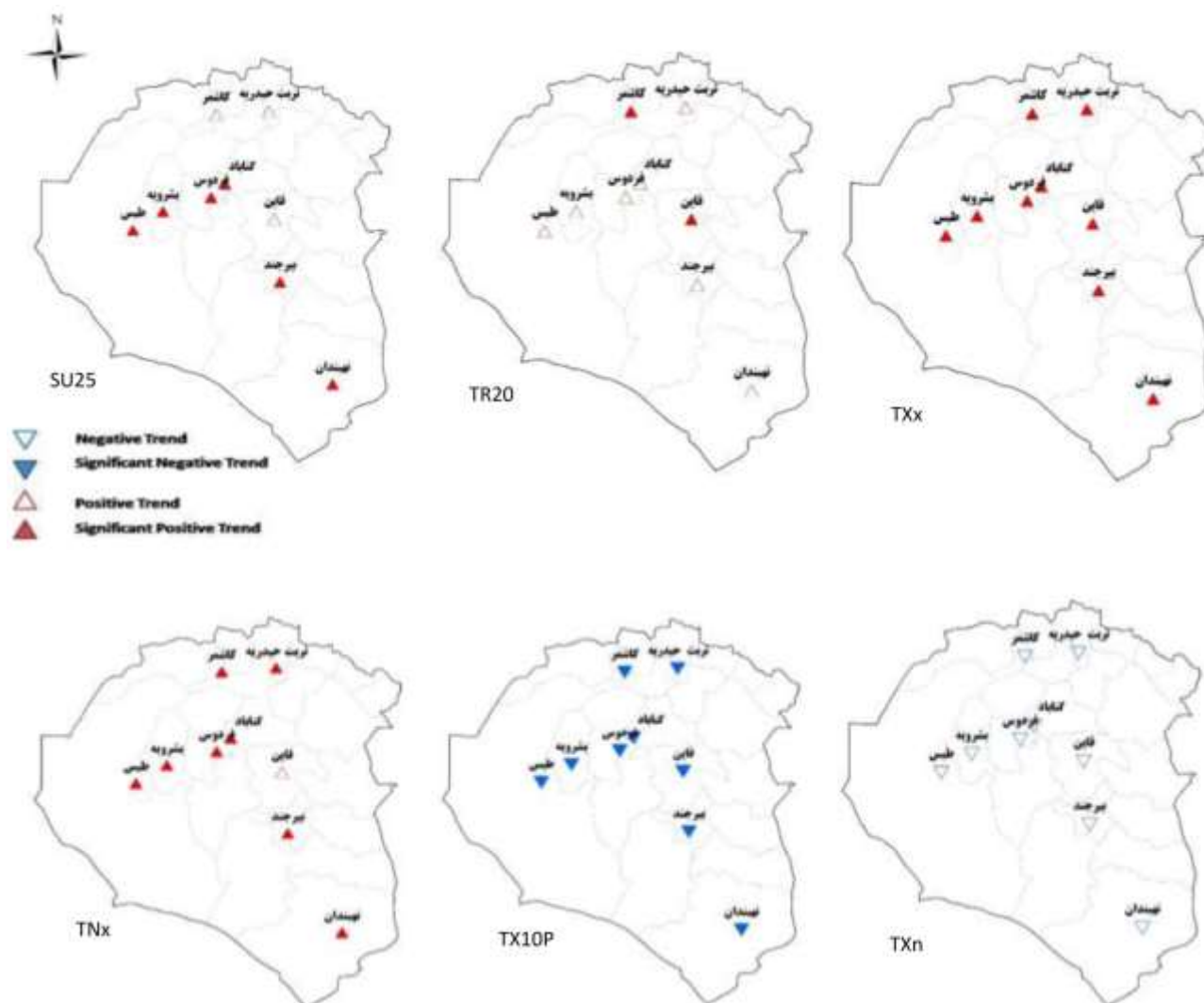
باشد (TX10P) که نشان‌دهنده کاهش روزهای سرد می‌باشد، برای همه ایستگاه‌ها داری روند منفی است، روند منفی برای ایستگاه‌های نهبندان و کاشمر معنادار می‌باشد.

تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20) در ایستگاه‌ها روند مثبت داشته که در ایستگاه‌های بیرجند، طبس، تربت حیدریه، کاشمر و گناباد این افزایش معنادار می‌باشد. درصد روزهایی که دمای حداکثر کمتر از صدک دهم



شکل ۲- شاخص‌های حدی دما در دوره ۲۰۲۶-۲۰۵۰ بر اساس RCP4.5، تعداد روزهای تابستانی (SU25)، تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20)، بیشینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXx)، شاخص بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (TNx)، روزهای سرد (TX10P)، کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn)

Figure 2- Hot extremes indices (2026-2050), Summer days (SU25), Tropical nights (TR20), Maximum Tmax(TXx), Maximum Tmin (TNx), Cool Days (TX10P), Minimum Tmax(TXn)

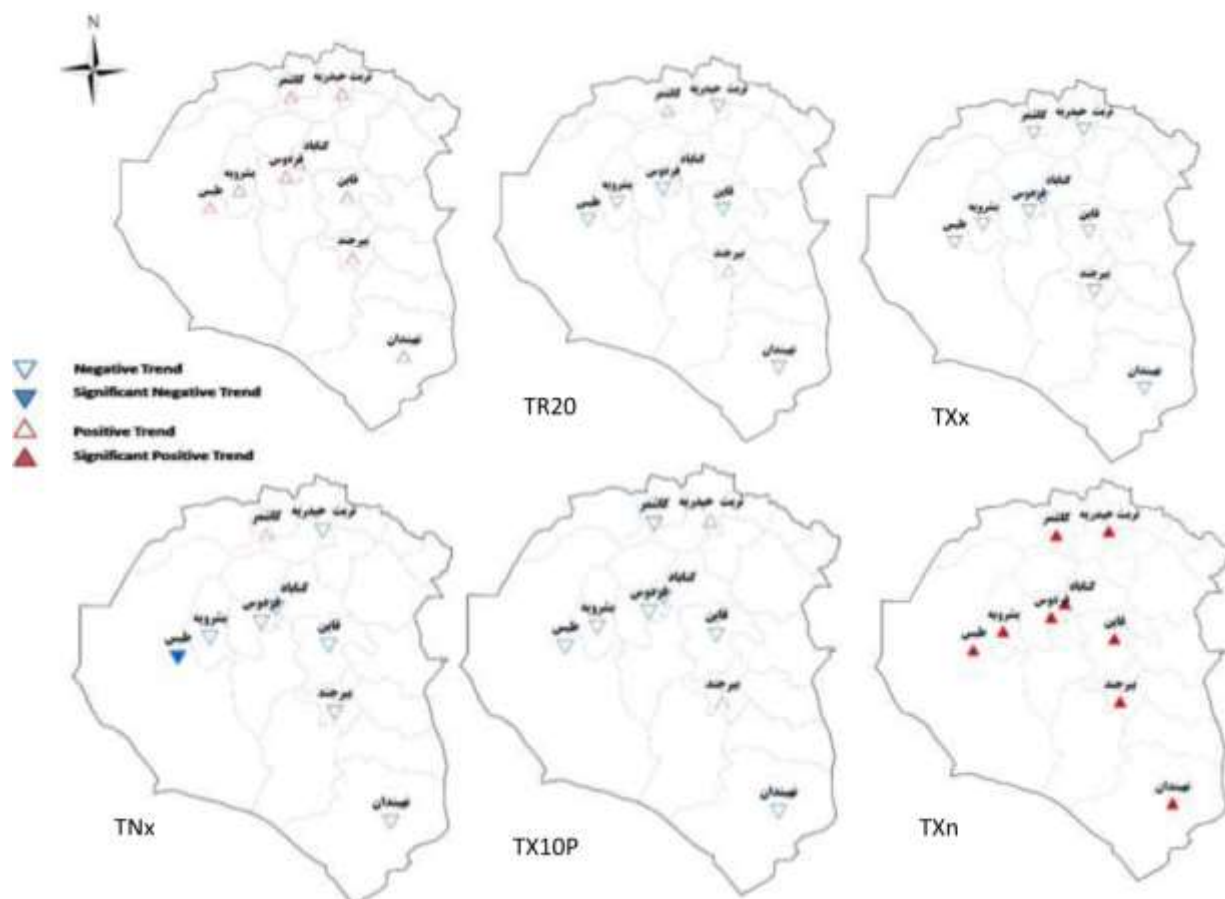


شکل ۳- شاخص‌های حدی دما در دوره ۲۰۵۱-۲۰۷۵ بر اساس RCP4.5، تعداد روزهای تابستانی (SU25)، تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20)، بیشینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXx)، شاخص بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (TNx)، روزهای سرد (TX10P)، کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn)

Figure 3- Hot extremes indices (2051-2075), Summer days (SU25), Tropical nights (TR20), Maximum Tmax(TXx), Maximum Tmin (TNx), Cool Days (TX10P), Minimum Tmax(TXn)

روزانه (TXn) در ایستگاه‌ها دارای روند مثبت می‌باشد که به جز ایستگاه طبس در سایر ایستگاه‌ها این روند معنادار نمی‌باشد.

شاخص (TXx) نیز در همه ایستگاه‌ها دارای روند افزایشی می‌باشد. شاخص بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (TNx) در تمام ایستگاه‌ها دارای روند مثبت می‌باشند. کمینه ماهانه دمای حداکثر



شکل ۴- شاخص‌های حدی دما در دوره ۲۰۷۶-۲۱۰۰ بر اساس RCP4.5، تعداد روزهای تابستانی (SU25)، تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20)، بیشینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXx)، شاخص بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (TNx)، روزهای سرد (TX10P)، کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn)

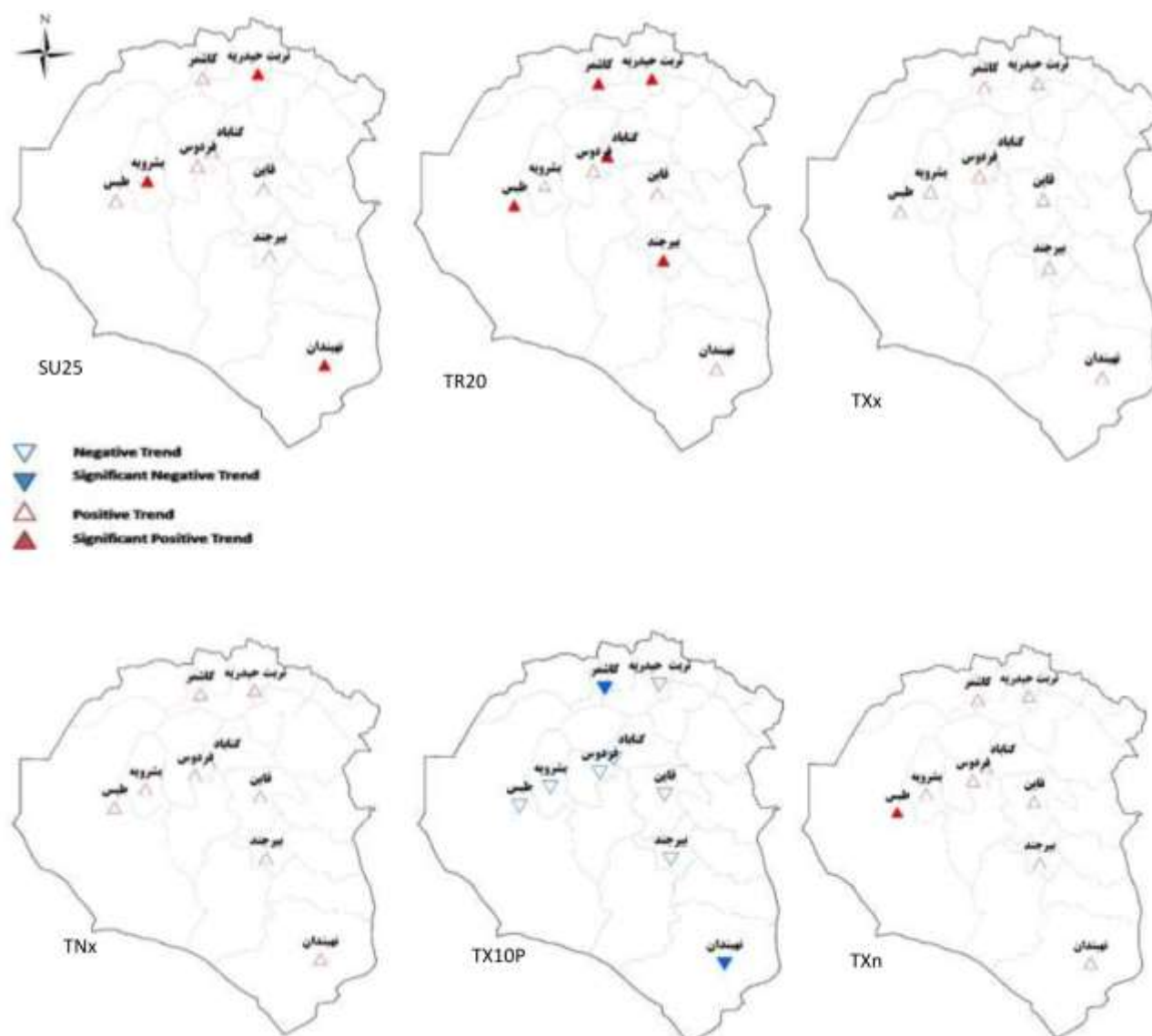
Figure 4- Hot extremes indices (2076-2100), Summer days (SU25), Tropical nights (TR20), Maximum Tmax (TXx), Maximum Tmin (TNx), Cool Days (TX10P), Minimum Tmax (TXn)

می‌باشد. درصد روزهایی که دمای حداکثر کمتر از صدک دهم باشد (TX10P) که نشان‌دهنده کاهش روزهای سرد می‌باشد، برای همه ایستگاه‌ها دارای روند منفی است، روند منفی به جز ایستگاه کاشمر در بقیه ایستگاه‌ها معنادار می‌باشد. شاخص (TXx) نیز در همه ایستگاه‌ها دارای روند افزایشی و معنادار می‌باشد. شاخص بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (TNx) در تمام ایستگاه‌ها دارای روند مثبت می‌باشد که به جز ایستگاه کاشمر این روند معنادار است. کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn) در ایستگاه‌ها دارای روند کاهشی می‌باشد.

بررسی روند تغییرات شاخص‌های حدی دما در دوره

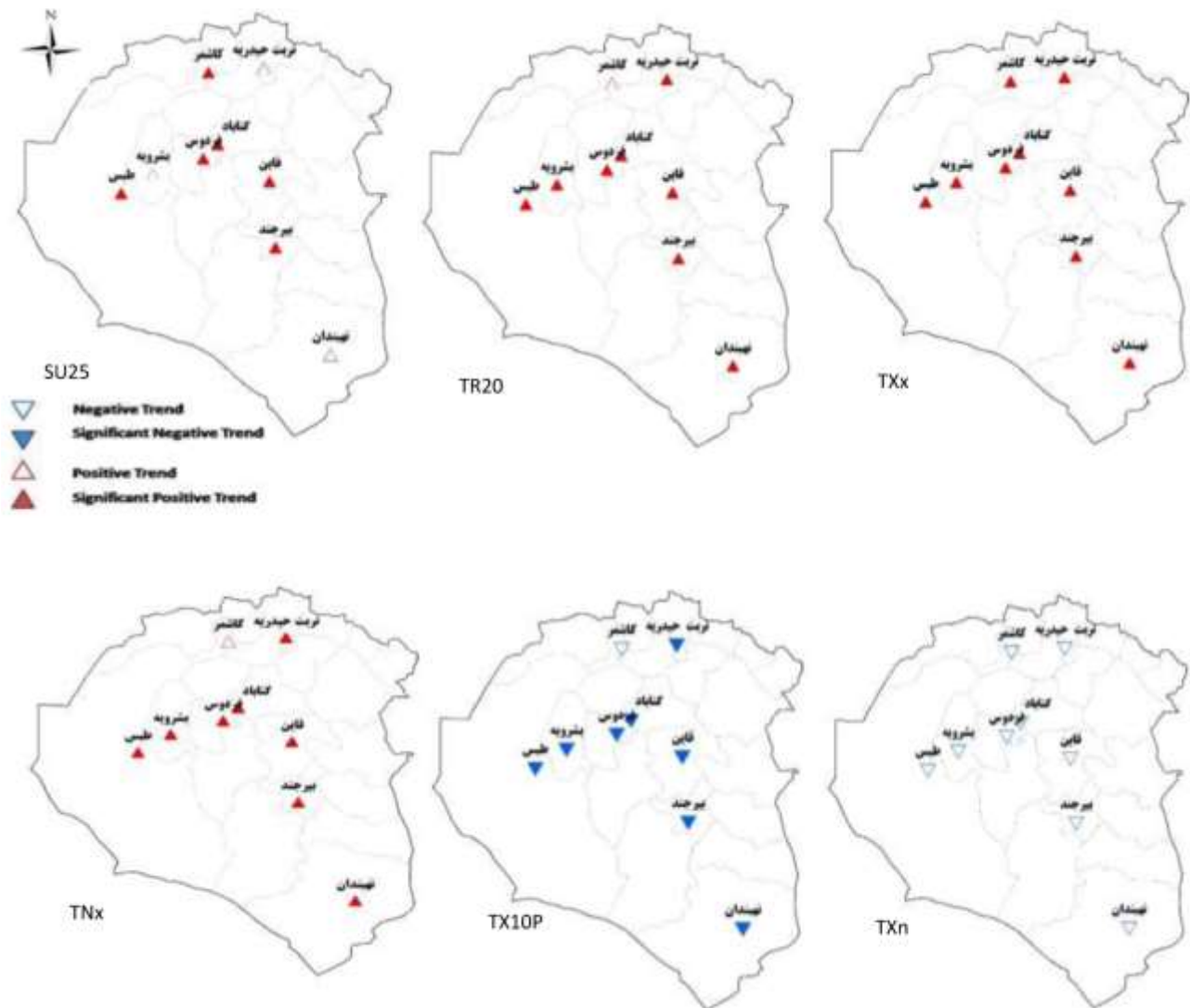
RCP8.5 سناریو 2051-2075

با بررسی داده‌های دمای روزانه مدل MPI-ESM-LR و تعیین شاخص‌های حدی با استفاده از نرم‌افزار Rclimindex و برآزش نمودارها برای سناریوی RCP8.5 در دوره ۲۰۷۵-۲۰۵۱ مشاهده شد، شاخص (SU25)، روزهای تابستانی، حاکی از روند مثبت این شاخص در تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد که این روند در همه ایستگاه‌ها به جز بشرویه، تربت حیدریه و نهبندان معنادار می‌باشد. شاخص تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20) در ایستگاه‌ها روند مثبت داشته که به غیر از ایستگاه کاشمر این افزایش معنادار



شکل ۵- شاخص‌های حدی دما در دوره ۲۰۵۰-۲۰۲۶ بر اساس RCP8.5، تعداد روزهای تابستانی (SU25)، تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20)، بیشینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXx)، شاخص بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (TNx)، روزهای سرد (TX10P)، کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn)

Figure 5- Hot extremes indices (2026-2050), Summer days (SU25), Tropical nights (TR20), Maximum Tmax(TXx), Maximum Tmin (TNx), Cool Days (TX10P), Minimum Tmax(TXn)



شکل ۶- شاخص‌های حدی دما در دوره ۲۰۵۱-۲۰۷۵ بر اساس RCP8.5، تعداد روزهای تابستانی (SU25)، تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20)، بیشینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXx)، شاخص بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (TNx)، روزهای سرد (TX10P)، کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn)

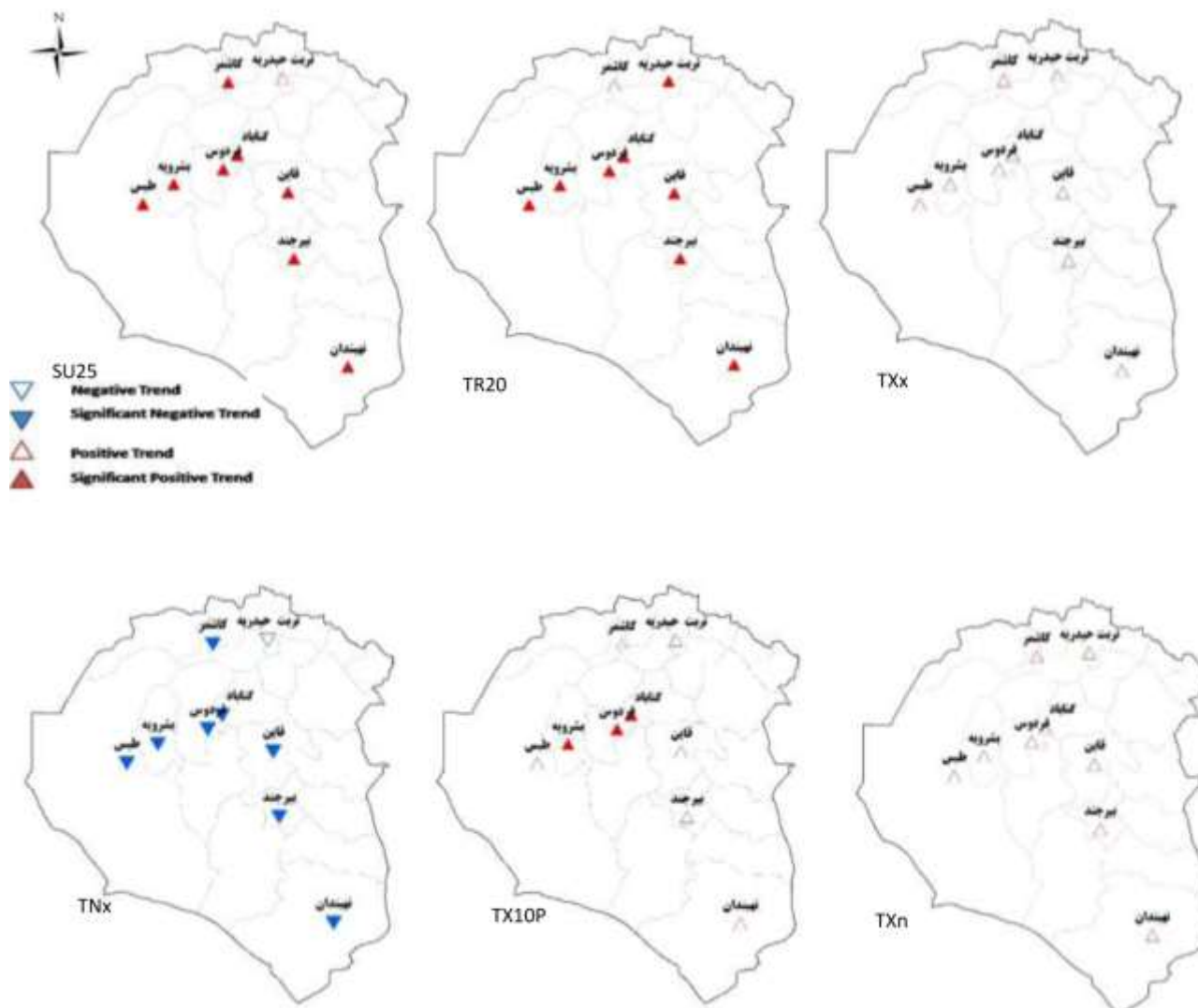
Figure 6- Hot extremes indices (2051-2075), Summer days (SU25), Tropical nights (TR20), Maximum Tmax (TXx), Maximum Tmin (TNx), Cool Days (TX10P), Minimum Tmax (TXn)

شاخص (SU25)، روزهای تابستانی، حاکی از روند مثبت این شاخص در تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد که این روند در همه ایستگاه‌ها به جز تربت حیدریه معنادار می‌باشد. شاخص تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20) در ایستگاه‌ها روند مثبت داشته که به غیر از ایستگاه کاشمر و گناباد این افزایش معنادار می‌باشد.

بررسی روند تغییرات شاخص‌های حدی دما در دوره

2076-2100 بر اساس سناریوی RCP8.5

با بررسی داده‌های دمای روزانه مدل MPI-ESM-LR و تعیین شاخص‌های حدی دما با استفاده از نرم‌افزار Rclimindex و برازش نمودارها برای سناریوی RCP8.5 در دوره ۲۰۷۶-۲۱۰۰ مشاهده شد،



شکل ۷- شاخص‌های حدی دما در دوره ۲۰۷۶-۲۱۰۰ بر اساس RCP8.5، تعداد روزهای تابستانی (SU25)، تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20)، بیشینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXx)، شاخص بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (TNx)، روزهای سرد (TX10P)، کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn)

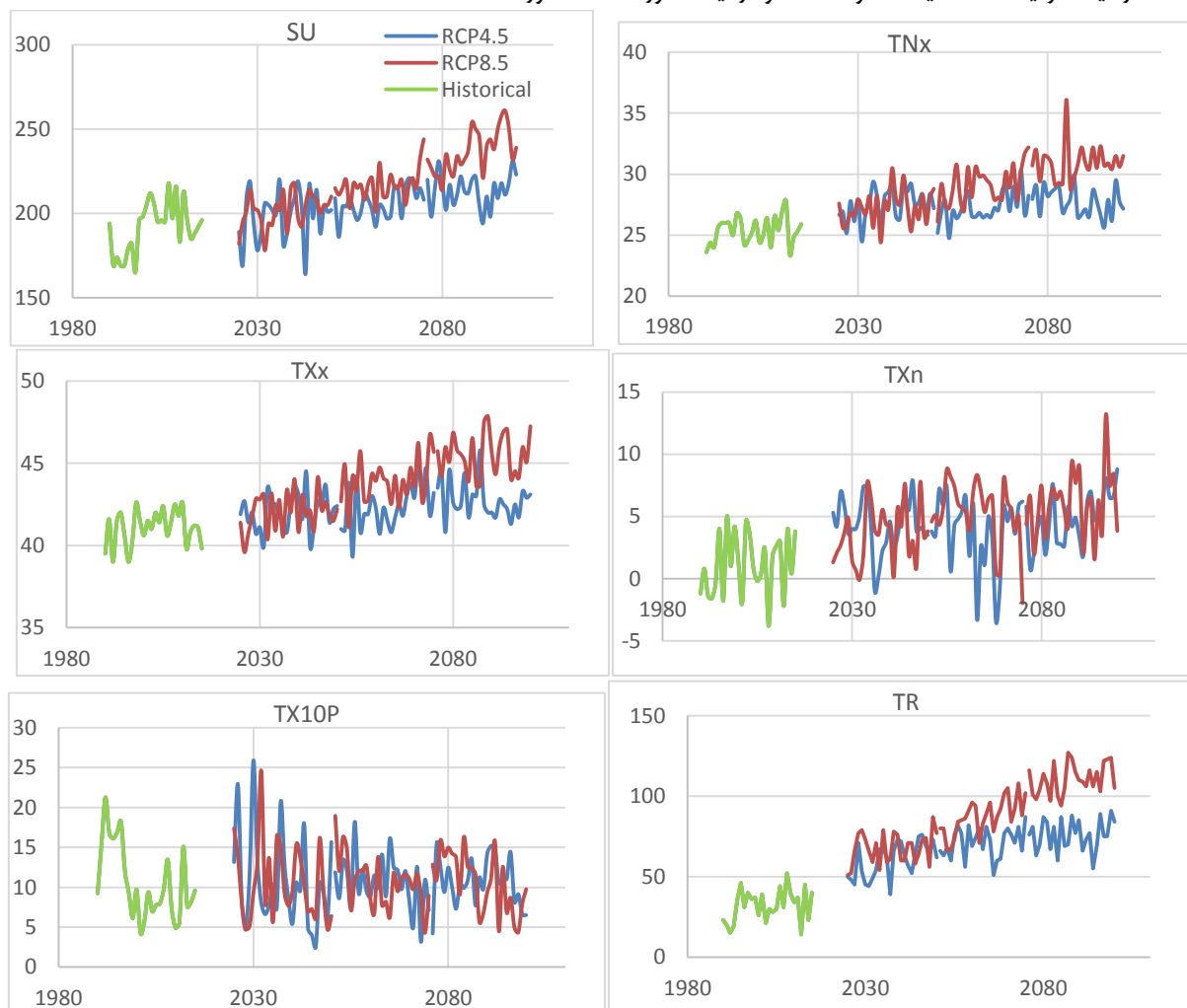
Figure 7- Hot extremes indices (2076-2100), Summer days (SU25), Tropical nights (TR20), Maximum Tmax (TXx), Maximum Tmin (TNx), Cool Days (TX10P), Minimum Tmax (TXn)

همانطور که انتظار می‌رود شیب تغییرات شاخص‌های مورد بررسی در سناریوی RCP8.5 در ایستگاه‌های مورد مطالعه بیشتر از شیب تغییرات سناریوی RCP4.5 خواهد بود، که این شیب تغییرات در اغلب شاخص‌ها در آینده دور بیشتر از آینده نزدیک می‌باشد. به طوری که شیب تغییرات در آینده نزدیک برای شاخص SU25 بر اساس سناریوی RCP4.5 ۰٫۳۸ و آینده متوسط ۰٫۵۷ و آینده دور ۰٫۲ می‌باشد. در حالی که شیب تغییرات این شاخص بر اساس سناریوی RCP8.5 در آینده نزدیک ۰٫۴، آینده متوسط ۰٫۵۹ و در آینده دور ۰٫۹۳ می‌باشد.

درصد روزهایی که دمای حداکثر کمتر از صدک دهم باشد (TX10P) که نشان‌دهنده کاهش روزهای سرد می‌باشد، برای همه ایستگاه‌ها دارای روند منفی است، روند منفی به جز ایستگاه تربت حیدریه در بقیه ایستگاه‌ها معنادار می‌باشد. شاخص (TXx) نیز در همه ایستگاه‌ها دارای روند افزایشی می‌باشد. شاخص بیشینه ماهانه دمای حداقل روزانه (TNx) در ایستگاه‌ها دارای روند افزایشی می‌باشد. کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn) در تمام ایستگاه‌ها دارای روند مثبت می‌باشند که ایستگاه‌های بشرویه، فردوس، گناباد این روند معنادار است.

۰,۴۷ می‌باشد. همچنین نمودار روند تغییرات شاخص‌های حدی ایستگاه بیرجند در دوره مشاهداتی (۱۹۹۱-۲۰۱۶)، و براساس سناریوی RCP4.5 و سناریوی RCP8.5 در دوره‌های آتی در شکل ۸ آورده شده است.

شیب تغییرات در آینده نزدیک برای شاخص TR20 بر اساس سناریوی RCP4.5 ۰,۲۱ و آینده متوسط ۰,۲۳ و آینده دور ۰,۲ می‌باشد. در حالی که شیب تغییرات این شاخص بر اساس سناریوی RCP8.5 در آینده نزدیک ۰,۴۴، آینده متوسط ۱,۱ و در آینده دور



شکل ۸- روند تغییرات شاخص‌های حدی ایستگاه بیرجند در دوره مشاهداتی (۱۹۹۱-۲۰۱۶)، و بر اساس سناریوی RCP4.5 و سناریوی RCP8.5 در دوره‌های آتی

Figure 8- Changes in extreme indices in observed period (1991-2016), and in future periods according to RCP4.5 and RCP8.5 scenarios

نتیجه‌گیری

حدی دمایی در دوره‌های آتی پرداخته شد. جهت پیش‌نگری آینده رویدادهای حدی دمایی از داده‌های روزانه دماهای حداقل و حداکثر، مدل MPI-ESM-LR برای بررسی روند تغییرات در سه دوره آینده (۲۰۲۶-۲۰۵۰)، (۲۰۵۱-۲۰۷۵) و (۲۰۷۶-۲۱۰۰) و بر اساس دو سناریو RCP4.5 و RCP8.5 برای تمامی ایستگاه‌های مورد مطالعه استفاده شد. با توجه به اینکه در این مطالعه هدف بررسی شاخص‌های حدی می‌باشد و رفتار و بایاس داده‌های شاخص‌های حدی با شاخص‌های میانگین متفاوت می‌باشد، در این راستا جهت ریز مقیاس

تغییرات در تغییرپذیری و فراوانی رویدادهای حدی می‌تواند آثار و آسیب‌های شدیدتری را نسبت به تغییرات در متوسط ویژگی‌های اقلیمی داشته باشد، همچنین انسان و محیط زیست اغلب به تغییرات حداکثرها و حداقل‌ها بیش از تغییرات شرایط میانگین واکنش نشان می‌دهند. بنابراین تجزیه و تحلیل تغییرپذیری و بررسی روند مقادیر حدی، حداکثرها و حداقل‌ها، مهم‌تر از شرایط متوسط اقلیمی می‌باشد. لذا در این مطالعه به بررسی و تحلیل زمانی و مکانی شاخص‌های

رخدادهای حدی درجه حرارت بالا همراه می‌باشد. این نتایج دارای روندی همسو با نتایج مطالعات جهانی و منطقه‌ای می‌باشد. ایم و همکاران (۹) در بررسی شاخص‌های حدی اقلیمی تا سال ۲۱۰۰ در کره، سنسوی و همکاران (۱۸) بررسی روند شاخص‌های اقلیمی در ترکیه، جین و همکاران (۱۲) بررسی رویدادهای حدی اقلیمی در دوره حاضر و آینده در ایالت متحده، الکساندر و همکاران (۲)، چویی و همکاران (۵) بررسی تغییرات پدیده‌های حدی دما در آسیا-اقیانوس آرام، بابایان و همکاران (۳) در شبیه‌سازی برخی نمایه‌های حدی اقلیمی در ایستگاه‌های منتخب سواحل دریای خزر، نشان دادند که اغلب مناطق با روند افزایشی در مقادیر حدی دما، افزایش شب و روزهای گرم و کاهش شب و روزهای سرد همراه هستند و نتایج به دست آمده در این مطالعه مطابق با این الگوها می‌باشد.

داده‌های درجه حرارت برای تعیین شاخص‌های حدی، روش BCSD جهت ریزمقیاس‌نمایی شاخص‌های حدی اصلاح گردید و به کارگرفته شد. در این پژوهش افزایش شاخص‌های حدی گرم مانند شاخص روزهای تابستانی (SU25)، در سه دوره آینده (۲۰۵۰-۲۰۲۶)، (۲۰۷۵-۲۰۵۱) و (۲۱۰۰-۲۰۷۶) و بر اساس دو سناریو RCP4.5 و RCP8.5 و همچنین کاهش شاخص حدی سرد مانند شاخص روزهای سرد (TX10P)، طی دوره‌های آتی و بر اساس این سناریوها مشاهده شد. همچنین شاخص‌های بیشینه دمای حداکثر روزانه (TXx)، کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn)، تعداد شب‌های حاره‌ای (TR20)، کمینه ماهانه دمای حداکثر روزانه (TXn) به طور کلی در دوره آتی در همه ایستگاه‌ها روند افزایشی داشته است. با بررسی‌هایی که در این مطالعه انجام شد مشاهده شد که در طی دوره آماری مورد مطالعه شاخص‌های حدی دمایی تغییرات قابل توجهی داشته‌اند و منطقه مورد مطالعه با افزایش دمای هوا و

منابع

1. Ahmed K.F., Wang G., Silander J., Wilson A.M., Allen J.M., Horton R., and Anyah R. 2013. Statistical downscaling and bias correction of climate model outputs for climate change impact assessment in the US northeast. *Global and Planetary Change* 1. 320-332.
2. Alexander L., Zhang X., Peterson T.C., Caesar J., Gleason B., Klein Tank A., Haylock M., Collins D., Trewin B., Rahimzadeh F., Taghipour A., Kumar Kolli R., Revadekar J.V., Griffiths G., Vincent L., Stephenson D., Burn J., Aguilar E., Brunet M., Taylor M., New M., Zhai P., Rusticucci M., and Vazquez-Aguirre J.L. 2006. Global observed changes in daily climate extremes of temperature and precipitation. *Journal of Geophysical Research* 111: D05109-D05109, DOI:10.1029/2005JD006290.
3. Babaeian A., Fahimi Nejad A., Bagheghade M., and Bayatani F. 2014. simulates some climate extremes indices at selected stations coast of the Caspian Sea under conditions of global warming. First Iranian National Congress on Irrigation and Drainage, Conference on Water and Climate Change, Ferdowsi University of Mashhad. (In Persian with English abstract)
4. Bonsal B.R., Zhang X., Vincent L.A., and Hogg W.D. 2001. Characteristics of daily and extreme temperature over Canada, *Journal of Climate* 14: 1959-1976.
5. Choi G. et al. 2009. Changes in means and extreme events of temperature and precipitation in the Asia-Pacific Network region, 1955-2007. *International Journal of Climatology* 29(13): 1906-1925.
6. DeaGaetano A.T. 1996. Recent trends in Maximum and Minimum temperature threshold exceedences in Northern United States, *Journal of Climate* 9: 1646-1657.
7. Frich P., Alexander L., Della-Marta P., Gleason B., Haylock M., Klein Tank A., and Peterson T. 2002. Global changes in climatic extremes during the second half of the 20th century. *Climate Research* 19: 193-212.
8. Ghiami-Shamami F., Sabziparvar A.A., and Shinoda S. 2019. Long-term comparison of the climate extremes variability in different climate types located in coastal and inland regions of Iran. *Theor Appl Climatol*. 136: 875-897.
9. Im E.S., Jung I.W., and Bae D.H. 2011. The temporal and spatial structures of recent and future trends in extreme indices over Korea from a regional climate projection. *International Journal of Climatology* 31(1): 72-86.
10. IPCC. 1995. *ClimateChange1994*, In: Houghten J.T., Meira Filho L. G., Bruce J.P., Lee H., Callender, B.T., Haites E.F., Harris.
11. IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K., and Meyer, L.A., (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland; 151 pp.
12. Jin Z., Zhuang Q., Wang J., Archontoulis S.V., Zobel Z., and Kotamarthi V.R. 2017. The combined and separate impacts of climate extremes on the current and future US rainfed maize and soybean production under elevated CO₂. *Global Change Biology* 23(7): 2687-2704.
13. Karl T.R., and Knight R.W. 1997. The 1995 Chicago heat wave: How likely is a recurrence. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 78: 1107-1119.

14. Kouzegaran S., and Mousavi Baygi M. 2015. Investigation of Meteorological Extreme Events in the North-East of Iran. *Journal of Water and Soil* 29(3): 750-764. (In Persian with English abstract)
15. Modaresi F., and Iraqi Sh. 2009. Investigating the Impact of Climate Change on Gorganrood River, Eighth International Seminar on River Engineering, Ahvaz, Shahid Chamran University. (In Persian with English abstract)
16. Omidvar K., Javanshiri N., and Babaeian I. 2013. Evaluation of climate change in the period of 2030-2011 in southern Kerman province using the downscaling of GCM models .First National Meteorological Conference, Kerman, University of Industrial and Advanced Technology.)
17. Plummer N., Salinger M.J., Nicholis N., Suppiah R., Hennessy K.J., Leighton R.M., Trewin B., Page C.M., and Lough J.M. 1999. Changes in climate extremes over the Australian region and New Zealand during the twentieth century. *Climate Change* 42: 183–202.
18. Sensoy S., Türkoğlu N., Akçakaya A., Ekici M., Demircan M., Ulupinar Y., Atay H., TÜVANA. and DEMİRBAŞ H. 2013. Trends in Turkey climate indices from 1960 to 2010. In 6th international atmospheric science symposium, April -ATMOS2013.
19. Sneyers R. 1990. On the statistical analysis of series of observation. World Meteorological Organization (WMO). Technical Note. No. 143, Geneva: 192 pp.
20. Van Vuuren D.P., Edmonds J., Kainuma M., Riahi K., Thomson A., Hibbard K., Hurtt G.C., Kram T., Krey V., Lamarque J.F., and Masui T. 2011. The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change* 109(1-2), p.5.
21. Zhai P., Sun A., Ren F., Liu X., Gao B., and Zhang Q. 1999. Changes of climate extremes in China. *Climatic Change*. 42: 203–218.
22. Zhang X., Aguilar E., Sensoy S., Melkonyan H., Tagiyeva U., Ahmed N., Kotaladze N., Rahimzadeh F., Taghipour A., Hantosh TH., Albert P., Jin Z., Zhuang Q., Wang J., Archontoulis S.V., Zobel Z., and Kotamarthi V.R. 2017. The combined and separate impacts of climate extremes on the current and future US rainfed maize and soybean production under elevated CO₂. *Glob Change Biol*, 23: 2687–2704.



Temperature Extreme Indices Projection Based on RCP Scenarios in Northeast of Iran

S. Kouzegaran^{1*}- M. Mousavi Baygi²- I. Babaeian²

Received: 27-04-2020

Accepted: 02-11-2020

Introduction: Global warming causes alteration of climate extreme indices and increased severity and frequency of incidence of meteorological extreme events. In most climate change studies, only the potential trends or fluctuations in the average long run of climatic phenomena have been examined. However, the study of affectability and pattern change of extreme atmospheric events is also important. Changes in climatic elements especially extreme temperature factors have a significant influence on the performance of farming systems. Accordingly, understanding changes in temperature parameters and extreme temperature indices is the prerequisite to sustainable development in agriculture and should be considered in management processes. Investigation of extreme values for planning and policy for the agricultural sector, water resource, environment, industry, and economic management is important.

Materials and Methods: To evaluate the extreme temperature indices trend, some indices of temperature, recommended by the CCI/CLIVAR Expert Team for Climate Change Detection Monitoring and Indices (ETCCDMI), were considered using Rclimdex software. In this study, daily minimum and maximum temperature data retrieved from MPI-ESM-LR global climate model were used to predict future climate extreme events over the next three periods of 2026-2050, 2051-2075, and 2076-2100 based on IPCC scenarios of RCP4.5 and RCP8.5 of the studied area, covering South Khorasan province and southern part of Razavi Khorasan province, located in the east of Iran. The modified BCSD method was used to downscale extreme temperature data.

Results and Discussion: Results showed an increasing trend of warm climate extreme. According to the output of Rclimdex for RCP4.5 scenario in the period of 2026-2050, it was observed that SU25 index, summer days, has a positive trend at all studied stations. This index was found to be significant and increased at all stations in the mid-term future period, and it had an increasing trend in the far future period, which was not significant. The number of Tropical Nights (TR20) index had a positive trend at all. In the mid-term future period, there was a significant increasing trend for some stations, while there were some negative and insignificant trends at some stations in the far future. The maximum monthly daily maximum temperature (TXx) and the maximum monthly daily minimum temperature (TNx) indices also had an increasing trend at all stations, and the mid-term future period had a significant increasing trend, while the trend was decreasing in the far future period. Results for temperature extreme indices under RCP8.5 scenario showed that SU25 index had a positive trend at all stations studied in the near future, mid-term, and far future period. Index of tropical nights (TR20) had an upward trend, which was significant in mid-term and far future periods at most stations. Percentage of days in which maximum temperature is below than 10th percentile (TX10P), indicating a decrease in cold days, had a negative trend for all stations in the near future period. In the mid-term and far future periods, this trend was significant at all stations. The maximum monthly daily maximum temperature (TXx) and the maximum monthly daily minimum temperature (TNx) indices also had an increasing trend at all stations and all three periods, and the trend was significant in the mid-term future.

Conclusion: Minimum and maximum daily temperatures of MPI-ESM-LR global climate model were used to predict climatic extreme events during three future periods of 2026-2050, 2051-2075, and 2076-2100 under RCP4.5 and RCP8.5 scenarios at some stations located in South Khorasan province and southern part of Khorasan Razavi province. During the three studied future periods, extreme temperature indices changed significantly. The results showed that in both periods over the future years under the both scenarios, hot extreme

1 and 2- Ph.D. Graduate in Agrometeorology and Professor, Water Engineering Department, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: saeedeh.kouzegaran@mail.um.ac.ir)

3- Assistant Professor of National Climate Research Institute, Mashhad, Iran

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.85845

indices would increase and cold extreme indices would decrease. It was observed that hot extreme indices, such as summer day index, the number of tropical nights, warm days and nights increased, while cold extreme indices had a decreasing trend in the period of study, which shows a decrease in the severity and frequency of cold events.

Keywords: BCSD, Climate change, Climate extreme events, Maximum temperature, Minimum temperature

مقاله پژوهشی

ارزیابی کیفیت محصولات بخار آب باندهای IR و Near-IR مادیس در ایران

علی سام خانایانی^{۱*} - ذهیر نیکرفتار^۲

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۳/۰۳

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۸/۱۴

چکیده

بخار آب به عنوان یکی از گازهای گلخانه‌ای مهم نقش اساسی در بسیاری از پروسه‌های هواشناسی و اقلیمی دارد. تهیه محصولات بخار آب قابل بارش (PWV) سنجنده مادیس روی ماهواره‌های ترا و آکوا به عنوان یکی از ابزارهای سنجش از دور، با تفکیک مکانی مناسب و به صورت روزانه امکان پذیر است. دقت و کارایی این محصولات در هر منطقه متفاوت است، بنابراین مقادیر PWV سنجنده مادیس در کشور ایران مورد ارزیابی قرار گرفت. در این مطالعه، یک سال از مشاهدات شبکه‌ی گیرنده‌های GPS دائمی کشور به منظور ارزیابی صحت داده‌های PWV سنجنده مادیس در باندهای مختلف Near-IR و IR مورد استفاده قرار گرفتند. مقایسه سری‌های زمانی PWV در باند Near-IR با مقادیر متناظر GPS نشان داد که این دو روش موافقت بالایی با یکدیگر با میانگین همبستگی ۰/۹۵ دارند. آنالیزها نشان داد که محصولات باند Near-IR مقادیر بخار آب را در منطقه بیشتر برآورد می‌کند. همچنین، آنالیزهای مشابه روی داده‌های ماهواره‌های ترا و آکوا برای باند Near-IR نشان دادند که تقریباً هر دو مجموعه داده بخار آب دارای دقت و صحت یکسانی هستند. از طرف دیگر، ارزیابی‌های آماری روی محصولات بخار آب باند IR به طور مجزا در طول روز و شب نسبت به GPS PWV در همه ایستگاه‌ها صورت گرفت. براساس مقادیر RMSE، دقت محصولات باند IR در شب بهتر از روز بدست آمد. به طور میانگین در کل منطقه برای یک سال، RMSE محصولات باند IR در طول روز و شب به ترتیب ۹/۱۵ و ۷/۹۰ میلی‌متر برآورد شدند. علاوه براین، با بررسی کارایی محصولات بخار آب این سنجنده در طول روز، مشاهده شد که دقت و صحت محصولات این سنجنده برای روز در باند Near-IR بسیار بهتر از باند IR می‌باشد. بنابراین، بخار آب باند IR قبل از استفاده باید کالیبره شود.

واژه‌های کلیدی: باند IR، باند Near-IR، بخار آب قابل بارش، مادیس، GPS

مقدمه

فشرده شود، به عمق آب مایع در این ستون از جو PWV گویند (۱۳). این پارامتر به شدت در مقیاس‌های مختلف مکانی و زمانی متغیر است و مقادیری متغیر از حدود ۸۰ میلی‌متر در نزدیکی استوا و کمتر از ۱ میلی‌متر در قطبین را به خود اختصاص می‌دهد (۱۵ و ۲۶). روش‌های متعددی نظیر رادیوسوند، رادیومترهای میکروویو، مشاهدات سنجش از دور ماهواره‌ای، فوتومترهای خورشیدی زمین مینا، مشاهدات راداری و تکنیک هواشناسی با GPS^۴ برای اندازه‌گیری بخار آب موجود در جو با تفکیک‌های زمانی و مکانی متفاوت استفاده شده‌اند (۲، ۸، ۱۲، ۱۰، ۱۵ و ۲۸).

در این میان، رادیوسوندها به عنوان قدیمی‌ترین ابزار برای اندازه‌گیری پارامترهایی نظیر فشار، دما، رطوبت نسبی، جهت و سرعت باد به صورت قائم در جو استفاده شده‌اند. با استفاده از پروفیل‌های اتمسفری تهیه شده از رادیوسوندها می‌توان مقادیر PWV را در هر ایستگاه رادیوسوند با دقتی در حد چند میلی‌متر محاسبه نمود (۲۸).

بخار آب به عنوان یکی از مهمترین گازهای گلخانه‌ای اتمسفر، نقش مؤثری در فهم چرخه‌های هیدرولوژیکی، تغییرات آب و هوا و اقلیم جهانی بازی می‌کند. همچنین این پارامتر، سهم زیادی در خیلی از پدیده‌های اتمسفری نظیر بارش، سیل و همرفت‌های مرطوب دارد (۳، ۴۲ و ۲۳).

پارامترهای زیادی برای بیان بخار آب موجود در اتمسفر توسط هواشناسان ارائه شده است که بخار آب قابل بارش^۳ (PWV) یکی از رایج‌ترین آن‌ها است. اگر تمام بخار موجود در یک ستون قائم جو

۱- استادیار گروه مهندسی نقشه‌برداری و معماری، دانشکده عمران، دانشگاه صنعتی نوشیروانی بابل

۲- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد، سنجش از دور، دانشگاه تهران

(*) - نویسنده مسئول: (Email: ali.sam@nit.ac.ir)

DOI: DOI: 10.22067/jsw.v34i6.86574

3- Precipitable Water Vapor

4- GPS Meteorology

مقادیر PWV حاصل از رادیوسوندها به عنوان مبنا برای هواشناسان در نظر گرفته می‌شود. به هر حال تفکیک زمانی پایین (دو بار در روز)، کاهش کارایی سنسورها در شرایط سرد و خشک، هزینه بالا و عدم پوشش یکنواخت در کل سراسر زمین به عنوان محدودیت‌های این تکنیک مطرح هستند (۱۱ و ۳۰).

در سال ۱۹۹۲، تکنیک هواشناسی با GPS برای سنجش بخار آب اتمسفری به کمک مشاهدات گیرنده‌های زمین مبنای GPS معرفی شد (۳). امروزه، این روش به عنوان ابزاری قدرتمند در برآورد مقادیر PWV مورد توجه جامعه آب‌وهوا شناسی قرار گرفته است. به دلیل ویژگی‌های منحصر به فردی نظیر، قابلیت استفاده در هر شرایط آب‌وهوایی، پایداری طولانی مدت، مشاهدات پیوسته با تفکیک زمانی بسیار بالا، هزینه پایین و برآورد PWV با سطح دقت در حدود ۲ میلیمتر، این تکنیک را به جایگزین قابل اعتماد دیگری برای سنجش بخار آب اتمسفری تبدیل نموده است (۴، ۵، ۶، ۹، ۲۹، ۳۹ و ۳۸).

اگرچه رادیوسوند و GPS روش‌های دقیقی برای برآورد بخار آب موجود در جو هستند اما مشاهدات آن‌ها به صورت مکانی محدود به خشکی‌ها می‌باشند. در حالی که روش‌های سنجش از دور ماهواره‌ای می‌توانند مشاهدات پیوسته‌ای از توزیع بخار آب در مقیاس منطقه‌ای و جهانی تهیه کنند. از جمله مأموریت‌های ماهواره‌ای که قادر به تهیه اندازه‌گیری‌های بخار آب اتمسفری هستند می‌توان به سنجنده‌ی مادیس^۱ که بر روی ماهواره‌های ترا^۲ و آکو^۳ قرار دارد، اشاره نمود (۱۵ و ۳۱). در واقع هدف اصلی سنجنده مادیس اندازه‌گیری بخار آب جوی نیست ولی به دلیل وجود ۱۶ باند مادون قرمز در آن، امکان دستیابی به محصولات PWV در باندهای IR^۴ و Near-IR^۵ توسط آن میسر شده است (۳۷). مطالعات متعددی در مناطق مختلف محصولات MODIS PWV را به کمک مقادیر متناظر زمینی نظیر GPS PWV مورد ارزیابی قرار داده‌اند (۱۶، ۱۷، ۲۰، ۲۱، ۲۲، ۳۱، ۴۱ و ۴۰).

برای مثال، لی و همکاران (۲۰) در منطقه دشت‌های بزرگ جنوبی با مرکزیت عرض جغرافیایی ۳۶ درجه شمالی و طول جغرافیایی ۹۷ درجه غربی، بخار آب حاصل از رادیوسوند، GPS و مادیس در مکان‌های یکسان در یک بازه‌ی ۸ تا ۱۱ ماهه را مقایسه کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که در بین محصولات بخار آب حاصل از رادیوسوند و GPS و مادیس، محصولات رادیوسوند و GPS نسبت به محصولات مادیس به یکدیگر نزدیکتر هستند. لیو و همکاران (۲۲) به

کمک ۱۰ ماه از اندازه‌گیری‌های ۲۲ گیرنده‌ی زمین مبنای GPS صحت محصولات بخار آب مادیس را در منطقه جنوب تبت مورد ارزیابی قرار دادند. آنالیزهای آن‌ها همبستگی بالایی بین تکنیک GPS محصولات بخار آب مادیس نشان داد. بر اساس این مطالعه، سنجنده مادیس در این منطقه به صورت کلی بخار آب را بیش از GPS برآورد می‌کند.

همچنین، وانگ و همکاران (۴۱) در منطقه‌ی جنوبی فلات تبت محصولات بخار آب مأموریت‌های ماهواره‌ای و مدل‌های عددی مختلف را به کمک داده‌های GPS PWV ارزیابی کردند. براساس آنالیزهای آماری انجام شده در مطالعه آن‌ها، محصولات بخار آب باند IR سنجنده مادیس به طور میانگین دارای اریبی^۶ منفی در حد ۱/۸۴ میلی‌متر می‌باشد در حالی که محصولات باند Near-IR این سنجنده بخار آب را به طور میانگین تا حدود ۳/۵۲ میلی‌متر بیشتر از مقادیر قابل اعتماد GPS برآورد می‌کند.

لیو و همکاران (۲۱) یک‌سال داده‌های بخار آب ۸۳ ایستگاه رادیوسوند در سراسر چین را برای ارزیابی محصولات باند IR و Near-IR سنجنده مادیس بکار گرفتند. نتایج آن‌ها نشان داد که محصولات باند Near-IR موافقت بیشتری با مقادیر بخار آب رادیوسوندها نسبت به باند IR دارند و ضریب همبستگی این دسته از محصولات با مقادیر متناظر رادیوسوند در حد ۰/۹۵ بدست آمد. براساس این مطالعه به طور میانگین مقدار خطای RMSE^۷ در باند Near-IR حدود ۵ میلی‌متر محاسبه شد. همچنین آن‌ها دریافتند که محصولات بخار آب IR سنجنده مادیس در طول شب نسبت به روز موافقت بیشتری با مقادیر متناظر رادیوسوند دارند.

به هر حال محصولات PWV بدست آمده از داده‌های سنجش از دوری قبل از استفاده در کاربری‌های گوناگون باید نسبت به داده‌های قابل اعتماد محلی ارزیابی شوند (۳۷). نتایج اعتبار سنجی برای بهبود تولید و بکارگیری چنین محصولاتی از اهمیت بالایی برخوردار است (۲۷). همچنین آگاهی از صحت محصولات ماهواره‌ای بخار آب در پیشینی دقیقتر مدل‌های اقلیمی و مدل‌های عددی پیش‌بینی وضع آب‌وهوا از اهمیت بالایی برخوردار است (۲۲). در ایران نیز چندین مطالعه از تکنیک هواشناسی با GPS در حوزه‌های جوی و یونسفری صورت گرفته است (۳۴، ۳۵ و ۳۶). همچنین، تحقیقاتی به منظور ارزیابی داده‌های MODIS PWV یا بهبود الگوریتم‌های بایابی آن صورت گرفته است (۲۴ و ۲۵). تعداد کم ایستگاه‌های مبنا برای اعتبارسنجی و یا بازه‌ی کوتاه داده‌های مورد استفاده را می‌توان به عنوان محدودیت‌های این مطالعات برشمرد. همچنین سام‌خانیانی و

- 1- MODIS
- 2- Terra
- 3- Aqua
- 4- Infrared
- 5- Near-Infrared

6- Bias

7- Root Mean Squares Error

GPS شامل اطلاعات ارزشمندی می‌باشد که مورد توجه کاربری‌های متعدد هواشناسی قرار است. ZTD به دو مولفه خشک یا تاخیر هیدروستاتیکی زینتی^۴ (ZHD) و تاخیر تر زینتی^۵ (ZWD) تقسیم می‌شود که بخش دوم وابسته به بخار آب جوی است (۱۸).

$$ZTD = ZHD + ZWD \quad (۱)$$

با اندازه‌گیری مشاهدات فشار سطحی (P_0) در ایستگاه GPS و به کمک مدل ساستاموینبا دقت بالایی ZHD بدست می‌آید (۷):

$$ZHD = \frac{0.0022768P_0}{1 - 0.00265 \cos(2\phi) - 0.000285h} \quad (۲)$$

که h و ϕ به ترتیب ارتفاع از ژئوئید بر حسب کیلومتر و عرض ژئودتیک ایستگاه هستند و P_0 بر حسب میلی‌بار می‌باشد. مقادیر ZTD به عنوان مجهول در کنار پارامترهای موقعیت ایستگاه در حین پردازش مشاهدات GPS برآورد می‌شوند. با محاسبه مولفه خشک تاخیر به کمک مدل ساستاموین و تفاضل آن از مقادیر ZTD مقادیر ZWD بدست می‌آیند. ZWD تابعی از مقادیر بخار آب و دمای اتمسفری است. بر اساس مطالعه بویس و همکاران (۴)، مقادیر ZWD به کمک یک ضریب بدون واحد به PWV تبدیل می‌شود:

$$WV = \Pi \times ZWD \quad (۳)$$

$$\Pi = \frac{10^6}{\rho_w R_v [(k_3/T_m) + k_2 + k_1 (M_w/M_d)]} \quad (۴)$$

که ضرایب k_i ثوابت فیزیکی مرتبط با انکسار اتمسفری هستند. M_w و M_d هم به ترتیب جرم مولی هوای خشک و بخار آب می‌باشند. همچنین T_m دمای میانگین اتمسفری است که با استفاده از پروفیل‌های قائم دما و فشار جزئی بخار آب قابل محاسبه است (۷).

$$T_m = \frac{\int_{T_0}^T dh}{\int_{T_0}^T dh} \quad (۵)$$

با حل عددی رابطه (۵) به کمک پروفیل‌های جوی تهیه شده توسط رادیوسوندها و یا مدل‌های عددی پیش‌بینی وضع آب و هوا T_m بدست می‌آید. به هر حال، معمولاً دسترسی به پروفیل‌های قائم اتمسفری در ایستگاه GPS غیر ممکن است. بویس و همکاران (۳)، مدل تجربی خطی بین دمای میانگین اتمسفری T_m و دمای سطحی T_0 (بر حسب کلون) معرفی کردند:

$$T_m = 70.2 + 0.72 T_0 \quad (۶)$$

ضرایب این مدل خطی وابسته به شرایط جغرافیای و فصلی هر منطقه است (۳۲). صادقی و همکاران در سال ۲۰۱۴ بر اساس داده‌های ۵۴۳۳۰ پروفیل رادیوسوند توزیع شده در کشور ایران، ضرایب مدل خطی (۶) را به صورت زیر برای منطقه مورد مطالعه بدست آوردند (۳۳).

$$T_m = 75.39 + 0.7103 T_0 \quad (۷)$$

همکاران (۱۹) به ارزیابی محصولات بخار آب باند Near-IR سنجنده مادیس در کشور پرداختند و تمرکز آن‌ها بهبود این محصولات در منطقه بود. با این حال هنوز به صورت جامع، در باندهای متفاوت و طول شبانه روز، ارزیابی مقادیر بخار آب سنجنده مادیس در منطقه صورت نگرفته است. به همین منظور، نویسندگان قصد دارند در این تحقیق به کمک برآوردهای PWV حاصل از گیرنده‌های GPS زمینی، صحت محصولات بخار آب مادیس را در باندهای IR و Near-IR و شبانه‌روز برحسب پارامترهای آماری نظیر ضریب همبستگی، اریبی^۱ و RMSE مورد ارزیابی قرار دهند.

به همین منظور، یکسال برآوردهای بخار آب در ۳۸ ایستگاه GPS دائمی از شبکه IPGN^۲ به عنوان اندازه‌گیری‌های قابل اعتماد زمین مبنا در نظر گرفته می‌شوند و دقت محصولات بخار آب سنجنده مادیس نسبت به این داده‌ها در دو باند مختلف و در طول شب و روز مورد بررسی قرار خواهد گرفت. مشخص شدن دقت این محصولات برای کاربران مختلف در هنگام استفاده از این محصولات بسیار اهمیت دارد. برای مثال کاربرانی که بخواهند برای پایش تغییرات اقلیم از این داده‌ها بهره بگیرند مهم است که سطح دقت محصولات را بدانند و یا برای مدل‌های عددی پیش‌بینی هوا بهتر است مقادیر دقت مورد نظر به عنوان خطای مشاهدات وارد مدل شود که البته این موارد صورت مساله این تحقیق نبوده است.

مواد و روش‌ها

همانطور که در مقدمه عنوان شد، تکنیک‌های متعددی قادر به اندازه‌گیری مقادیر بخار آب جوی هستند که هر کدام ویژگی‌های منحصر به فردی دارند. در اینجا، به منظور اعتبارسنجی محصولات بخار آب مادیس، برآوردهای PWV بدست آمده از پردازش مشاهدات زمین-مبنای GPS استفاده می‌شود.

محاسبه PWV به کمک GPS

هنگامی که سیگنال ماهواره‌های GPS از میان جو عبور می‌کنند تا به گیرنده‌های زمین مبنا برسند، دچار انحراف و تاخیر می‌شوند. بخشی از این خطا به دلیل لایه یونسفر است که با کمک مشاهدات گیرنده‌های دو فرکانس GPS قابل تعیین است چرا که تاخیر سیگنال در این لایه وابسته به فرکانس ماهواره‌هاست. تاخیر ناشی از بخش خنثی اتمسفر به صورت خاص تروپوسفر، وابسته به فرکانس و قابل حذف نیست. تاخیر کلی زینتی تروپوسفری^۳ (ZTD) مسیر سیگنال

1- Bias

2- Iranian Permanent GPS Network

3- Total Zenith Tropospheric Delay

4- Zenith Hydrostatic Delay

5- Zenith Wet Delay

که محدوده طیفی وسیعی را از باند مرئی تا مادون قرمز حرارتی پوشش می‌دهد. در دو دهه گذشته، قابلیت تهیه داده‌های مناسب از لحاظ دقت و صحت به صورت جهانی و با تفکیک زمانی مناسب (دو بار در روز) باعث شده تا این سنجنده مورد شناخت و استقبال کاربران زیادی قرار بگیرد (۱۶).

بخار آب قابل بارش نیز محصولی دیگر از این سنجنده است که از انکسار تشعشعات خورشیدی در کانال‌های جاذب (باند‌هایی که در نزدیکی ۰/۹۰۵، ۰/۹۳۶ و ۰/۹۳۰ میکرون تمرکز دارند) و تشعشعات خورشیدی منکسر شده در نزدیکی کانال‌های غیر جاذب یا کمتر جاذب (باند‌هایی که در ۰/۸۶۵ و ۱/۲۴۰ میکرون متمرکز هستند) قابل محاسبه است (۱۴).

در اینجا محصولات بخار آب از اول ژانویه ۲۰۱۱ تا انتهای دسامبر ۲۰۱۱ در منطقه‌ی ایران که توسط ماهواره‌های ترا (MOD05) و آکوا (MYD05) اندازه‌گیری شده‌اند از وبسایت ladsweb.nascom.nasa.gov با فرمت HDF جمع‌آوری شدند. محصولات بخار آب مادیس در باندهای IR و Near-IR با تفکیک افقی به ترتیب ۱ کیلومتر و ۵ کیلومتر استخراج می‌شوند. به دلیل حساسیت محصولات بخار آب سنجنده مادیس در هر دو باند ذکر شده به حضور ابر، پیکسل‌های با شرط بدون ابر که با موقعیت اندازه‌گیری‌های GPS همخوانی داشته باشند از داده‌های ترا و آکوا انتخاب شده است.

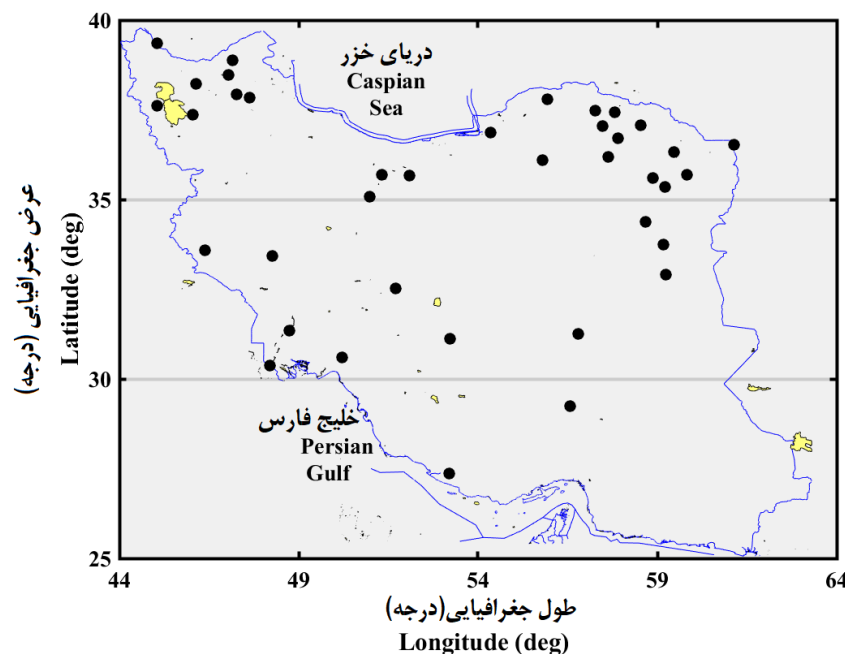
شبکه دائمی IPGN شامل بیش از ۱۰۰ ایستگاه توسط مرکز ملی کارتوگرافی ایران بنیان‌گذاری شده است. هدف اصلی این شبکه، استفاده از مشاهدات پیوسته GPS در کاربری‌های ژئودینامیکی و ژئودتیکی نظیر پایش جابجایی‌های پوسته‌ای، ناوبری به هنگام اهداف نقشه‌برداری می‌باشد. اخیراً، چندین مطالعه در زمینه‌های هواشناسی از مشاهدات ارزشمند شبکه IPGN بهره گرفته‌اند (۱، ۳۳ و ۳۶).

یک سال از مشاهدات پیوسته ۳۸ ایستگاه GPS از شبکه IPGN به کار گرفته شدند تا صحت داده‌های بخار آب سنجنده مادیس را در ایران مورد مطالعه قرار دهند. شکل ۱، توزیع مکانی ایستگاه‌های دائمی GPS مورد استفاده در این مطالعه را نمایش می‌دهد. همانطور که در شکل ۱ دیده می‌شود، منطقه مورد مطالعه بین عرض‌های ژئودتیک ۲۵ تا ۴۰ درجه شمالی و طول‌های ژئودتیک ۴۴ تا ۶۴ درجه شرقی واقع شده است.

پس از جمع‌آوری مشاهدات خام گیرنده‌های GPS با فرمت استاندارد، مولفه‌های مختصاتی هر ایستگاه به همراه تاخیرهای تروپوسفری برآورد شدند. پردازش داده‌ها به کمک مشاهدات تفاضلی دوگانه با استفاده نرم‌افزار علمی گامیت در مد شبکه‌ای انجام شد تا مقادیر ZTD در بازه‌های زمانی یک ساعته برآورد شوند.

محصولات بخار آب مادیس

سنجنده مادیس یک رادیومتر با تفکیک بالا دارای ۳۶ باند است



شکل ۱- موقعیت مکانی ایستگاه‌های GPS مورد استفاده در این مطالعه

Figure 1- Location of GPS stations used in this study

نتایج و بحث

ارزیابی محصولات بخار آب مادیس

پس از برآورد مقادیر بخار آب در ایستگاه‌های GPS، با استفاده از برآوردهای همزمان بخار آب در ایستگاه‌های شبکه IPGN و محصولات PWV سنجنده مادیس، مقایسه آماری انجام گرفت. در ارزیابی‌ها، ابتدا محصولات باند Near-IR به صورت مجزا برای داده‌های ماهواره ترا و آکوا مورد اعتبارسنجی قرار گرفت. سپس دقت محصولات در باند IR به صورت مجزا در طول شب و روز بررسی شد. در نهایت، محصولات بخار آب روزانه باند IR با مقادیر بخار آب در باند Near-IR نیز مقایسه شد.

مقایسه بخار آب GPS و باند Near-IR

برآوردهای GPS PWV یک ساعته از ۳۸ ایستگاه دائمی شبکه IPGN برای ارزیابی محصولات بخار آب مادیس در باند Near-IR از ماهواره‌های ترا و آکوا در کل سال ۲۰۱۱ به کار گرفته شدند. برای مقایسه با برآوردهای GPS PWV، تنها از داده‌های بخار آب با شرایط بدون ابر در باند Near-IR استفاده شد. در ادامه، سری‌های زمانی برآورد GPS PWV ایستگاه‌های مختلف در منطقه مورد مطالعه با مقادیر متناظر سنجنده مادیس در باند Near-IR مقایسه شدند که نتایج آماری بر حسب پارامترهای ضریب همبستگی (R)، میانگین اریبی MBE و RMSE در جدول ۱ لیست شده است.

نتایج همبستگی بالایی بین دو مجموعه از اندازه‌گیری‌های PWV نشان می‌دهند. فراوانی ضریب همبستگی بدست آمده بین GPS PWV و مقادیر متناظر باند Near-IR مادیس برای تمامی ایستگاه‌ها در شکل ۲ آورده شده است. مقادیر همبستگی در محدوده ۰/۹۰ تا ۰/۹۸ تغییر می‌کند (جدول ۱). برای باند Near-IR مقادیر اریبی (GPS-MODIS) در ایستگاه‌های مختلف، بین منفی ۷/۲۴ میلی‌متر تا مثبت ۱/۱۱ میلی‌متر با مقدار میانگین منفی ۲/۲ میلی‌متر تغییر می‌کند. مقدار میانگین اریبی بیان‌کننده‌ی این مطلب هستند که داده‌های باند Near-IR سنجنده مادیس، به طور میانگین در منطقه، بخار آب را بیش از مقدار واقعی برآورد می‌کنند. همچنین، RMSE اختلاف‌های (GPS-MODIS) بین ۱/۲ تا ۷/۶ میلی‌متر متغیر و با مقدار میانگین ۳/۴ میلی‌متر بدست آمد. این نتایج سازگار با تعداد زیادی از مطالعات پیشین هستند (۲۰، ۲۲، ۳۷ و ۴۰).

نتایج ارائه شده در جدول ۱ براساس تمامی داده‌های سنجنده مادیس (هم داده‌های ماهواره ترا و هم آکوا) در موقعیت هر ایستگاه بدست آمده است. برای ارزیابی جداگانه‌ی محصولات بخار آب در باند Near-IR، جدول ۲ به تفکیک، کیفیت داده‌های ماهواره‌ی ترا و آکوا نسبت به GPS لیست شده است.

همچنین، داده‌های پیکسل‌های تصاویر MODIS Near-IR با فاصله کمتر از ۱ کیلومتر با موقعیت ایستگاه GPS استخراج و برای ارزیابی آماری انتخاب شد. در کل این بازه‌ی مطالعاتی، ۱۲۹۴۵ عبور ماهواره‌های ترا و آکوا از منطقه مورد نظر رخ داده‌است. از بین کل فایل‌های دانلود شده، فایل‌هایی که در فاصله کمتر از ۱ کیلومتری موقعیت ایستگاه‌های GPS، دارای مقادیر قابل قبول (به عبارت دیگر بدون ابر) بودند برای آنالیز محصولات بخار آب این سنجنده انتخاب شدند و مقدار PWV از درون این تصاویر استخراج و مورد استفاده قرار گرفتند. انتخاب پیکسل‌های بدون ابر بر اساس داده‌های cloud mask سنجنده مادیس انجام شد. در حقیقت با توجه به مقادیر cloud mask هر پیکسل، مقادیر بدون ابر از کل تصاویر HDF استخراج شد. همچنین، داده‌ها یا تصاویری که ایستگاه‌های GPS را شامل شدند ولی در نزدیکی ایستگاه دارای مقادیر NAN بودند حذف شدند و به آنالیزهای آماری ورود پیدا نکردند.

باید توجه داشت که تقریباً تمامی اندازه‌گیری‌های بخار آب مادیس که در این مطالعه استفاده شدند دارای اختلاف زمانی بیش از ۲ ساعت با پرتاب رادیوسوندها در منطقه می‌باشند. بنابراین چون بخار آب کمیتی بسیار متغیر در زمان و مکان است ترجیح داده شد که مقایسه آماری بین رادیوسوند و مادیس انجام نشود. از طرفی دیگر، اندازه‌گیری‌های پیوسته و با تفکیک زمانی در حد چند دقیقه ایستگاه‌های دائمی GPS، امکان مقایسه برآوردهای GPS PWV را با مقادیر متناظر بدست آمده از سنجنده مادیس در هر زمان تسهیل می‌کند.

پس از استخراج سری‌های زمانی قابل قبول از محصولات بخار آب مادیس در موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های GPS می‌توان مقادیر بخار آب این دو روش را در همه ایستگاه‌ها با هم مقایسه نمود و از این مقایسه می‌توان به خطای اریبی میانگین^۱ (MBE) و میزان خطاهای اتفاقی و همچنین همبستگی محصولات بخار آب این سنجنده نسبت به یک روش قابل اعتماد زمینی پی برد.

$$MBE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (GPS PWV_i - MODIS PWV_i)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (GPS PWV_i - MODIS PWV_i)^2}$$

(۸)

جدول ۱- مقایسه آماری بین PWV حاصل از GPS و MODIS Near-IR در ۳۸ ایستگاه برای داده‌های سال ۲۰۱۱
 Table 1- Statistical comparison between PWV derived from GPS and MODIS Near-IR PWV at 38 GPS stations over 2011

شماره ایستگاه	شناسه ایستگاه	خطای میانگین اریبی	جذر خطای کمترین مربعات	ضریب همبستگی
Station number	Station ID	MBE	RMSE	R
1	ABDN	-7.24	7.60	0.94
2	ABRK	-2.03	2.74	0.93
3	ABSD	0.07	1.19	0.96
4	AHAR	-2.13	2.79	0.97
5	AHVZ	-6.51	6.92	0.94
6	AMND	-1.88	3.01	0.91
7	ARDH	-0.85	1.91	0.96
8	BAFT	0.05	2.19	0.91
9	BEBN	-5.11	5.59	0.95
10	BIAJ	-2.73	3.53	0.95
11	BIJD	-1.88	2.61	0.92
12	BNAB	-1.97	2.76	0.96
13	BOJD	-2.22	3.36	0.95
14	BRMN	-1.21	2.33	0.96
15	CHSM	-2.64	3.25	0.95
16	ESFN	-2.07	2.73	0.96
17	FARM	-1.37	2.46	0.95
18	GONA	-2.69	3.28	0.94
19	GRGN	-4.41	5.18	0.98
20	ILLM	-2.15	2.71	0.94
21	KADN	-0.08	1.98	0.94
22	KLBR	1.11	2.06	0.97
23	KRAD	-1.98	2.63	0.94
24	LAMD	-4.48	5.72	0.94
25	MAVT	-4.30	5.12	0.96
26	MSHN	-0.85	2.20	0.95
27	ORYH	-1.90	2.68	0.96
28	POLD	-2.84	3.62	0.96
29	QAEN	-2.11	2.61	0.96
30	QUCH	-1.43	2.97	0.93
31	RAVR	-2.82	3.57	0.91
32	SABZ	-1.94	2.86	0.94
33	SAFI	-2.42	3.19	0.95
34	SARK	-3.71	4.38	0.95
35	SFHN	-1.66	2.52	0.92
36	SHRN	-2.89	3.82	0.95
37	TEHN	-1.53	2.47	0.96
38	THED	-1.83	2.55	0.95

نظر گرفت.

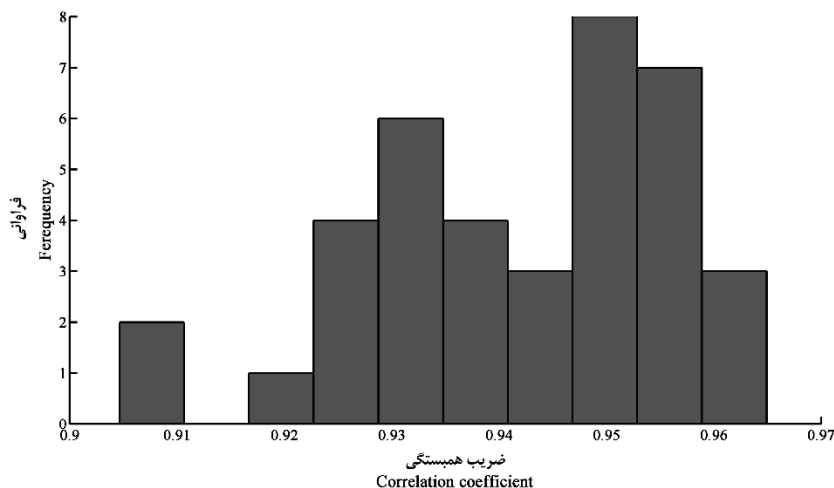
مقادیر آماری بدست آمده برای باند Near-IR سنجنده مادیس در این مطالعه قابل مقایسه با مطالعات مشابه در سایر مناطق جهان است. برای مثال، مارتینز و همکاران (۳۹) با مقایسه ۶ سال از داده های GPS PWV و محصولات باند Near-IR سنجنده مادیس در شبه جزیره ایبری مقادیر همبستگی بین این دو محصول را بین ۰/۳۸ تا ۰/۷۱ متغیر گزارش کردند. ونگ و همکاران (۴۰) در جنوب فلات تبت دریافتند که مادیس در باند Near-IR مقدار بخار آب را تا ۴۰ درصد (حدود ۳/۵۲ میلیمتر) بیش از GPS برآورد می‌کند.

با توجه به نتایج جداول ۲، پارامترهای آماری محصولات بخار آب باند Near-IR سنجنده مادیس واقع در ماهواره‌های ترا (نقاط قرمز) و آکوا (نقاط آبی) نسبت به GPS PWV برای ایستگاه‌های مختلف در شکل ۳ با هم مقایسه شده‌اند. با توجه به شکل ۳، اندازه‌ی اریبی منفی داده‌های بخار آب ماهواره ترا نسبت به آکوا کمی بیشتر است. همچنین، مقادیر انحراف معیار اختلافات بین GPS PWV و MODIS برای ماهواره ترا کمی بیشتر بدست آمد. به طور کلی اندازه همبستگی مقادیر باند Near-IR با مقادیر بخار آب متناظر از GPS تقریباً برای ماهواره‌های ترا و آکوا در یک سطح قرار دارند. بنابراین، براساس نتایج، می‌توان دقت و صحت محصولات بخار آب سنجنده مادیس روی ماهواره‌های ترا و آکوا را تقریباً در یک حد و اندازه در

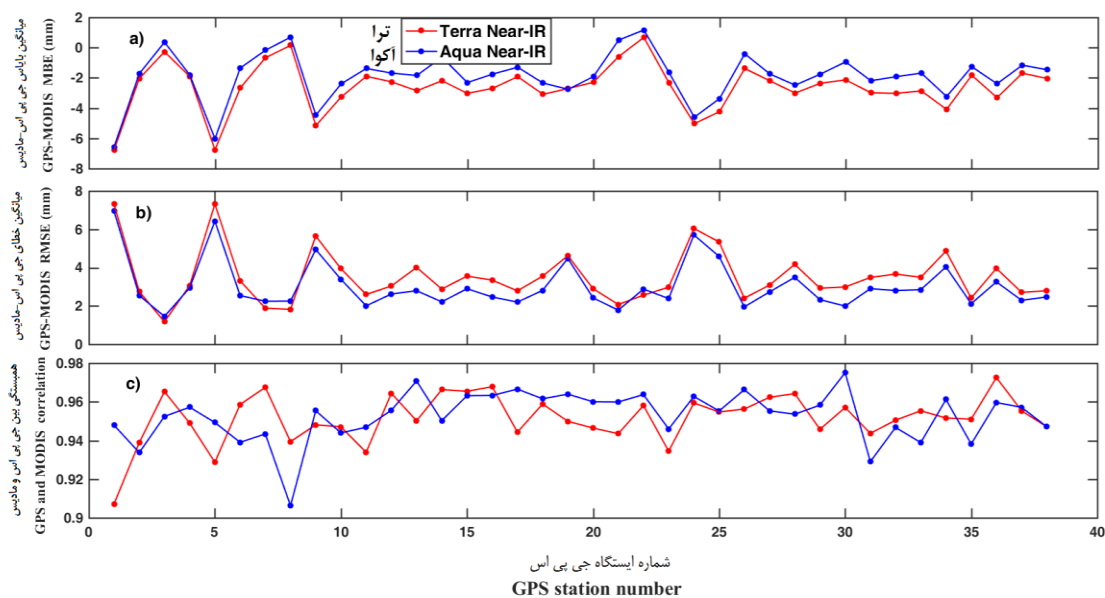
قابل استخراج است. به عبارت دیگر باند IR در طول هم شب و هم روز محصولات بخار آب را ارائه می‌دهد. در این بخش محصولات این سنجنده در باند IR به صورت مجزا در طول شب و روز مورد ارزیابی قرار خواهد گرفت.

مقایسه بخار آب GPS و باند IR

در بخش قبل محصولات PWV بدست آمده از سنجنده مادیس در باند Near-IR با استفاده از مقادیر دارای اعتبار GPS PWV ارزیابی شدند. باید توجه داشت که این محصولات فقط در طول روز ارائه می‌شوند و مقادیر MODIS PWV برای شب تنها در باند IR



شکل ۲- هیستوگرام فراوانی مقادیر ضریب همبستگی بین مقادیر MODIS Near-IR PWV و GPS PWV براساس داده‌های سال ۲۰۱۱
Figure 2- Frequency histogram of correlation coefficient values between GPS PWV and MODIS Near-IR PWV data over 2011



شکل ۳- مقایسه الف) اربیی ب) خطای RMSE و ج) ضریب همبستگی محصولات بخار آب باند Near-IR سنجنده MODIS روی ماهواره‌های ترا (نقاط قرمز) و آکوا (نقاط آبی) نسبت به GPS PWV محاسبه شده در ۳۸ ایستگاه کشور

Figure 3- Comparison of a) bias b) RMSE and c) correlation coefficient of MODIS Near-IR water vapor products on Terra satellites (red dots) and Aqua (blue dots) compared to GPS PWV calculated in 38 stations of the country

جدول ۲- مقایسه آماری بین PWV حاصل از GPS و باند Near-IR ماهواره ترا و آکوا در ایستگاه‌های مختلف برای داده‌های سال ۲۰۱۱

Table 2- Statistical comparison between GPS PWV and MODIS Near-IR data from Terra and Aqua at different stations over 2011

شناسه ایستگاه Station ID	خطای میانگین اربیی MBE		جذر خطای کمترین مربعات RMSE		ضریب همبستگی R	
	Terra	Aqua	Terra	Aqua	Terra	Aqua
	ترا	آکوا	ترا	آکوا	ترا	آکوا
ABDN	-6.76	-6.56	7.31	6.94	0.90	0.94
ABRK	-2.04	-1.72	2.75	2.54	0.93	0.93
ABSD	-0.27	0.35	1.17	1.45	0.96	0.95
AHAR	-1.90	-1.80	3.06	2.94	0.94	0.95
AHVZ	-6.76	-6.00	7.31	6.42	0.92	0.94
AMND	-2.67	-1.35	3.31	2.54	0.95	0.93
ARDH	-0.66	-0.17	1.88	2.24	0.96	0.94
BAFT	0.14	0.69	1.81	2.25	0.93	0.90
BEBN	-5.15	-4.46	5.65	4.94	0.94	0.95
BIAJ	-3.26	-2.39	3.94	3.38	0.94	0.94
BIJD	-1.89	-1.37	2.59	2.00	0.93	0.94
BNAB	-2.26	-1.68	3.04	2.62	0.96	0.95
BOJD	-2.85	-1.84	4.01	2.79	0.95	0.97
BRMN	-2.18	-0.62	2.87	2.21	0.96	0.95
CHSM	-3.02	-2.31	3.55	2.89	0.96	0.96
ESFN	-2.69	-1.75	3.34	2.46	0.96	0.96
FARM	-1.91	-1.29	2.78	2.19	0.94	0.96
GONA	-3.08	-2.33	3.55	2.81	0.95	0.96
GRGN	-2.70	-2.75	4.62	4.48	0.94	0.96
ILLM	-2.29	-1.91	2.9	2.42	0.94	0.96
KADN	-0.59	0.50	2.07	1.78	0.94	0.95
KLBR	0.67	1.16	2.56	2.87	0.95	0.96
KRAD	-2.34	-1.65	2.97	2.38	0.93	0.94
LAMD	-5.03	-4.60	6.04	5.70	0.95	0.96
MAVT	-4.23	-3.37	5.34	4.58	0.95	0.95
MSHN	-1.37	-0.40	2.40	1.95	0.95	0.96
ORYH	-2.19	-1.74	3.08	2.73	0.96	0.95
POLD	-3.00	-2.48	4.16	3.49	0.96	0.95
QAEN	-2.35	-1.75	2.92	2.32	0.94	0.95
QUCH	-2.13	-0.93	2.98	1.99	0.95	0.97
RAVR	-2.98	-2.186	3.48	2.90	0.94	0.92
SABZ	-3.02	-1.91	3.66	2.80	0.95	0.94
SAFI	-2.86	-1.68	3.49	2.84	0.95	0.93
SARK	-4.08	-3.23	4.86	4.03	0.95	0.96
SFHN	-1.82	-1.26	2.41	2.11	0.951	0.93
SHRN	-3.31	-2.38	3.95	3.25	0.97	0.95
TEHN	-1.69	-1.16	2.70	2.29	0.95	0.95
THED	-2.04	-1.46	2.79	2.46	0.94	0.94

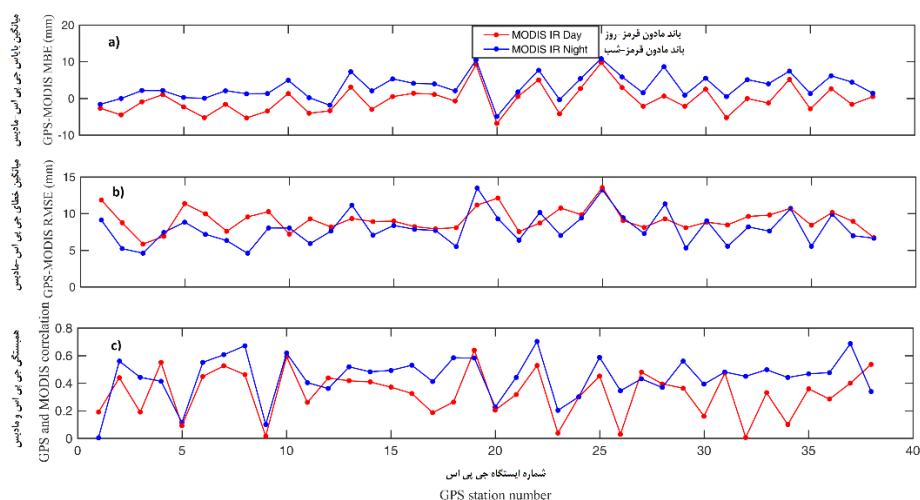
IR با GPS در طول روز و شب به ترتیب ۰/۷ و ۰/۶۴ می‌باشد. در برخی از ایستگاه‌ها مقادیر همبستگی بین باند IR و مقادیر بخار آب GPS خیلی پایین بوده است. علت این امر می‌تواند وجود ابر در بخشی از پیکسل‌های ۵ کیلومتری باشد. همچنین مواقعی که تعداد مقادیر متناظر بخار آب از هر دو روش GPS و باند IR مادیس در طول یکسال کم باشد ممکن است منجر به همبستگی پایین در نتایج شده باشد. همچنین، مقایسه بین کارایی محصولات باند IR در طول روز (نقاط قرمز) و شب (نقاط آبی) نسبت به GPS PWV در شکل ۴ نمایش داده شده است.

محصولات PWV باند IR با تفکیک افقی ۵ کیلومتر ارائه می‌شوند. بنابراین به کمک پارامترهای کیفیت داده موجود در فایل‌های جمع‌آوری شده، آن دسته از پیکسل‌های ۵ کیلومتری باند IR که تقریباً فاقد ابر بودند برای ارزیابی استخراج شد. با مقایسه محصولات بدست آمده در باند IR با مقادیر GPS PWV، آماره‌های میانگین خطای میانگین اربیی (MMBE)، میانگین جذر خطای کمترین مربعات (MRMSE) و میانگین همبستگی (MR) در ۳۸ ایستگاه برای مدت یکسال محاسبه و به ترتیب برای روز و شب در جدول ۳ آورده شده است.

بر اساس نتایج، حداکثر میزان همبستگی محصولات بخار آب باند

جدول ۳- مقایسه آماری بین PWV حاصل از GPS و باند IR سنجنده مادیس در طول روز و شب برای کل ایستگاه‌ها در طول سال ۲۰۱۱
Table 3. Statistical comparison between GPS PWV and MODIS IR PWV during day and night for all stations over 2011.

	MMBE		MRMSE		MR	
	میانگین خطای میانگین اریبی		میانگین جذر خطای کمترین مربعات		میانگین ضریب همبستگی	
	Day روز	Night شب	Day روز	Night شب	Day روز	Night شب
For all stations برای تمام ایستگاه‌ها	-0.38	3.11	9.15	7.90	0.33	0.45



شکل ۴- مقایسه الف) اریبی ب) خطای RMSE و ج) ضریب همبستگی محصولات بخار آب باند IR سنجنده MODIS در طول روز (نقاط قرمز) و شب (نقاط آبی) نسبت به GPS PWV محاسبه شده در ۳۸ ایستگاه کشور

Figure 4- Comparison of a) bias b) RMSE and c) correlation coefficient of MODIS IR water vapor products during the day (red dots) and night (blue dots) compared to GPS PWV calculated in 38 stations of the country

آمده در ایستگاه‌های GPS، برای شب و روز با هم مقایسه شده‌اند. با توجه به شکل، میزان همبستگی محصولات IR PWV با مقادیر GPS PWV به طور کلی در طول شب بهتر از روز بوده است. میانگین ضریب همبستگی در طول روز و شب به ترتیب ۰/۳۳ و ۰/۴۴ بدست آمد.

همچنین، چندین مطالعه در بخش‌های مختلف جهان مقادیر بخار آب باند IR سنجنده مادیس را مورد ارزیابی قرار دادند که نتایج آن‌ها را می‌توان با نتایج بدست آمده در این مطالعه مقایسه نمود. برای مثال، لیو و همکاران (۲۱) با مقایسه مقادیر بخار آب ۸۳ ایستگاه رادیوسوند کشور چین با داده‌های سنجنده مادیس در طول یک‌سال دریافتند که محصولات باند Near-IR نسبت به باند IR با مقادیر رادیوسوند موافقت بیشتری دارند. براساس نتایج آن‌ها به طور میانگین RMSE محصولات باند Near-IR به اندازه ۵/۰۳ میلی‌متر برآورد شد.

همانطور که در شکل ۴ الف دیده می‌شود، مقادیر اریبی بخار آب باند IR در طول روز اکثراً منفی و مقادیر اریبی همین محصولات در طول شب مثبت می‌باشند. میانگین اریبی بخار آب باند IR برای کل ایستگاه‌ها در طول سال ۲۰۱۱ برای روز و شب به ترتیب منفی ۰/۳۸ و مثبت ۳/۱۱ میلی‌متر بدست آمد. بنابراین سنجنده مادیس در باند IR بخار آب را به اندازه‌ی حدود ۳/۱۱ میلی‌متر کمتر از مشاهدات قابل اعتماد GPS برآورد می‌کند. به عبارت دیگر می‌توان گفت که محصولات MODIS IR PWV در منطقه مورد مطالعه به طور میانگین دارای اریبی مثبت با مقدار کم در طول روز و اریبی منفی معنی‌دار در طول شب می‌باشند.

همچنین براساس مقادیر RMSE در شکل ۴ ب، دقت محصولات IR در شب بهتر از روز بدست آمده است. به طور میانگین در کل منطقه برای سال ۲۰۱۱، RMSE بخار آب مادیس برای باند IR در طول روز و شب به ترتیب ۹/۱۵ و ۷/۹۰ میلی‌متر بدست آمد. همچنین در شکل ۴ ج مقادیر همبستگی این محصولات با مقادیر متناظر بدست

جدول ۴- مقایسه کارایی محصولات بخار آب سنجنده MODIS در باندهای IR و Near-IR در طول روز نسبت به داده‌های GPS PWV در سال ۲۰۱۱

Table 4- Comparison of performance of MODIS water vapor products in IR and Near-IR bands during the day compared to GPS PWV data over 2011

	Near-IR			IR-day		
	باند نزدیک به مادون قرمز			باند مادون قرمز (داده‌های روز)		
	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean
	کمترین	بیشترین	متوسط	کمترین	بیشترین	متوسط
MBE	-6.65	0.93	-2.20	-6.85	9.72	-0.38
خطای میانگین اریبی						
RMSE	1.30	7.11	3.40	5.85	13.55	9.15
جذر خطای کمترین مربعات						
R	0.90	0.97	0.94	0.01	0.64	0.33
ضریب همبستگی						

میلی‌متر محاسبه شد که یک بازه‌ی تغییرات بزرگ برای داده‌های PWV محسوب می‌شود. تقریباً در تمامی ایستگاه‌ها اندازه‌گیری میانگین و RMSE باند Near-IR از باند IR کمتر برآورد شده است. همچنین باتوجه به جدول ۴، محصولات Near-IR PWV همبستگی بسیار بالاتری با مقادیر بدست آمده از GPS نسبت به محصولات IR در منطقه مورد مطالعه داشته است.

نتیجه‌گیری

برای دستیابی به اطلاعات جامعی در مورد صحت داده‌های بخار آب سنجنده مادیس در باندهای مختلف بدست آمده از ماهواره‌های ترا و آکوا در ایران، از برآوردهای بخار آب تکنیک هواشناسی با GPS استفاده شد. برای این منظور، یکسال از مقادیر PWV با تفکیک زمانی بالا، بدست آمده از مشاهدات شبکه‌ای از ۳۸ ایستگاه دائمی GPS مورد استفاده قرار گرفتند. سری‌های زمانی GPS PWV با استفاده از پردازش مشاهدات خام جمع‌آوری شده در گیرنده ایستگاه‌های زمینی تولید شدند.

در ابتدا مقادیر Near IR PWV با شرایط بدون ابر در موقعیت تمامی ایستگاه‌های GPS جمع‌آوری شدند. ارزیابی‌ها موافقت بالایی بین این دو مجموعه از داده‌های بخار آب با میانگین ضریب همبستگی ۰.۹۵، نشان داد. همچنین، میانگین خطای اریبی و RMSE اختلافات (GPS - MODIS) برای باند Near-IR به ترتیب منفی ۲/۲ و ۳/۴ میلی‌متر بدست آمد. با توجه به مقدار اریبی منفی می‌توان دریافت که داده‌های Near IR نسبت به GPS تمایل دارند که PWV را بیشتر برآورد کنند. همچنین مقایسه داده‌های بخار آب ماهواره‌ی ترا با آکوا در باند Near-IR نشان داد که تقریباً کیفیت محصولات PWV سنجنده مادیس هر دو ماهواره در یک سطح قرار دارد.

از دیگر نتایج مطالعه آن‌ها این بود که محصولات باند IR در طول شب نسبت به روز موافقت بهتری داشتند که البته سازگار با نتایج ارائه شده در این مطالعه نیز می‌باشد. لیسو و همکاران (۲۱) به طور میانگین مقادیر RMSE محصولات باند IR را در طول روز و شب به ترتیب ۶/۰۲ میلی‌متر و ۵/۸۱ میلی‌متر برآورد نمودند. گورباز و جین (۱۷) در منطقه ترکیه با مقایسه مقادیر PWV در ۸ ایستگاه GPS و مقادیر متناظر IR MODIS دریافتند که دقت محصولات بخار آب مادیس در باند IR برای روز نسبت به شب کمتر است. آن‌ها مقادیر RMSE محصولات بخار آب مادیس را بین ۳ تا ۷ میلی‌متر گزارش کردند. باید توجه داشت که دقت داده‌های سنجنش از دور و به طور خاص بخار آب سنجنده مادیس، ممکن است در مناطق مختلف جهان مقادیر متفاوتی داشته باشد و ممکن است نتایج آماری در یک منطقه کمی با مناطق دیگر متفاوت باشد. آنچه حائز اهمیت است، استفاده از داده‌های با کیفیت و قابل اعتماد محلی برای ارزیابی صحیح محصولات سنجنش از دور می‌باشد.

مقایسه محصولات باند IR و Near-IR

از طرف دیگر با مقایسه کارایی محصولات بخار آب این سنجنده در طول روز برای باند IR با نتایج مربوط به باند Near-IR در جدول ۱، می‌توان دریافت که دقت و صحت محصولات این سنجنده برای روز در باند Near-IR بسیار بهتر از باند IR می‌باشد. مقایسه جامع این دو محصول در طول روز در جدول ۴ آورده شده است. همانطور که در این جدول مشاهده می‌شود، دقت محصولات Near-IR به طور میانگین حدود ۵ میلی‌متر بیشتر از باند IR برآورد شده است. علت این امر، پراکندگی بیش از حد مقادیر اختلافات MODIS IR PWV و GPS PWV در طول روز می‌باشد به طوری که کمترین میزان اریبی این محصول منفی ۶/۸۵ میلی‌متر و بیشترین آن مثبت ۹/۷۲

در محصولات این باند شد. در این مطالعه محصولات باند IR از این جهت که تنها مقادیر بخار آب سنجنده مادیس در شب را ارائه می دهند مورد ارزیابی قرار گرفتند و با محصولات باند Near-IR نیز مقایسه شدند. نتایج به طور واضح نشان داد که در منطقه مورد مطالعه کیفیت بخار آب باند IR بسیار کمتر از باند Near-IR است و برای استفاده عملیاتی از این محصولات توصیه می شود که با روش مناسبی کالیبره شود.

سپاسگزاری

نویسندگان مقاله از داوران محترم برای نظرات و پیشنهادات ارزشمندی که به منظور افزایش کیفیت این تحقیق ارائه نمودند، تشکر می کنند. همچنین، مراتب قدردانی خود را از حمایت دانشگاه صنعتی نوشیروانی بابل از طریق اعتبار پژوهشی شماره BNUT/394099/97 اعلام می دارند.

در ادامه ارزیابی های آماری روی محصولات بخار آب باند IR به طور مجزا در طول روز و شب نسبت به GPS PWV در ایستگاه های مختلف صورت گرفت. مقادیر اریبی بخار آب باند IR در طول روز اکثرا منفی و مقادیر اریبی همین محصولات در طول شب مثبت برآورد شدند. بررسی مقادیر میانگین اریبی محصولات مادیس در این باند نسبت به GPS PWV برای کل ایستگاه ها در طول سال ۲۰۱۱ برای روز و شب نشان داد که مادیس در منطقه مورد مطالعه به طور میانگین دارای اریبی مثبت با مقدار کم در طول روز و اریبی منفی معنی دار در طول شب می باشد.

باید توجه داشت که نتایج ارائه شده در این تحقیق بیانگر میزان دقت و صحت مربوط به محصولات استخراج شده از فایل های HDF دانلود شده هستند. به عبارت دیگر قبل از استفاده از این داده ها بهتر است که با روش مناسبی کالیبره شوند. سام خانیانی و همکاران در سال ۲۰۲۰ با توجه به ارتباط قوی بین مقادیر اریبی بخار آب مادیس در باند Near-IR با ارتفاع منطقه، مدل خطی برای کالیبراسیون محصولات در این باند پیشنهاد کردند که منجر به بهبود قابل توجهی

منابع

- Adavi Z., and Mashhadi-Hossainali M. 2014. 4D tomographic reconstruction of the tropospheric wet refractivity using the concept of virtual reference station, case study: northwest of Iran. *Meteorology and Atmospheric Physics* 126(3-4): 193-205.
- Alexandrov M.D., Schmid B., Turner D.D., Cairns B., Oinas V., Lacis A.A., and Eilers J. 2009. Columnar water vapor retrievals from multifilter rotating shadowband radiometer data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 114(D2).
- Bevis M., Businger S., Herring T.A., Rocken C., Anthes R.A., and Ware R.H. 1992. GPS meteorology: Remote sensing of atmospheric water vapor using the Global Positioning System. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 97(D14): 15787-15801.
- Bevis M., Businger S., Chiswell S., Herring T.A., Anthes R.A., Rocken C., and Ware R.H. 1994. GPS meteorology: Mapping zenith wet delays onto precipitable water. *Journal of Applied Meteorology* 33(3): 379-386.
- Boccolari M., Fazlagic S., Frontero P., Lombroso L., Pugnaghi S., Santangelo R., and Teggi S. 2002. GPS Zenith Total Delays and Precipitable Water in comparison with special meteorological observations in Verona (Italy) during MAP-SOP. *Annals of Geophysics*.
- Bokoye A.I., Royer A., O'Neill N.T., Cliche P., McArthur L.J.B., Teillet P.M., and Thériault J.M. 2003. Multisensor analysis of integrated atmospheric water vapor over Canada and Alaska. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 108(D15).
- Davis J.L., Herring T.A., Shapiro I.I., Rogers A.E.E., and Elgered G. 1985. Geodesy by radio interferometry: Effects of atmospheric modeling errors on estimates of baseline length. *Radio Science* 20(6): 1593-1607.
- Deeter M.N. 2007. A new satellite retrieval method for precipitable water vapor over land and ocean. *Geophysical Research Letters*, 34(2).
- Dietrich S.V.R., Johnsen K.P., Miao J., and Heygster G. 2004. Comparison of tropospheric water vapour over Antarctica derived from AMSUB data, ground-based GPS data and the NCEP/NCAR reanalysis. *Journal of the Meteorological Society of Japan*. Ser. II, 82(1B), 259-267.
- Divakarla M.G., Barnett C.D., Goldberg M.D., McMillin L.M., Maddy E., Wolf W., and Liu X. 2006. Validation of Atmospheric Infrared Sounder temperature and water vapor retrievals with matched radiosonde measurements and forecasts. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 111(D9).
- Durre I., Vose R.S., and Wueertz D.B. 2006. Overview of the integrated global radiosonde archive. *Journal of*

- Climate 19(1): 53-68.
- 12- Elgered G., Johansson J.M., Rönnäng B.O., and Davis J.L. 1997. Measuring regional atmospheric water vapor using the Swedish permanent GPS network. *Geophysical Research Letters*, 24(21): 2663-2666.
- 13- Ferrare R., Brasseur L., Clayton M., Turner D., Remer L., and Gao B.C. 2002. Evaluation of TERRA aerosol and water vapor measurements using ARM SGP data. In *American Meteorological Society 11th Conference on Atmospheric Radiation*, Ogden, Utah (pp. 3-7).
- 14- Gao B., and Kaufman Y.J. 1998. The MODIS Near-IR water vapor algorithm: product ID: MOD05-total precipitable water, algorithm technical background document. Remote Sensing Division, Code, 7212.
- 15- Gao B.C., Yang P., Guo G., Park S.K., Wiscombe W.J., and Chen B. 2003. Measurements of water vapor and high clouds over the Tibetan Plateau with the Terra MODIS instrument. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41(4): 895-900.
- 16- Gui K., Che H., Chen Q., Zeng Z., Liu H., Wang Y., and Zhang X. 2017. Evaluation of radiosonde, MODIS-NIR-Clear, and AERONET precipitable water vapor using IGS ground-based GPS measurements over China. *Atmospheric Research* 197: 461-473.
- 17- Gurbuz G., and Jin S. 2017. Long-time variations of precipitable water vapour estimated from GPS, MODIS and radiosonde observations in Turkey. *International Journal of Climatology* 37(15): 5170-5180.
- 18- Iwabuchi T., Naito I., and Mannoji N. 2000. A comparison of Global Positioning System retrieved precipitable water vapor with the numerical weather prediction analysis data over the Japanese Islands. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 105(D4): 4573-4585.
- 19- Khaniani A.S., Nikraftar Z., and Zakeri S. 2020. Evaluation of MODIS Near-IR water vapor product over Iran using ground-based GPS measurements. *Atmospheric Research*, 231, 104657.
- 20- Li Z., Muller J. P., and Cross P. 2003. Comparison of precipitable water vapor derived from radiosonde, GPS, and Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer measurements. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 108(D20).
- 21- Liu H., Tang S., Zhang S., and Hu J. 2015. Evaluation of MODIS water vapour products over China using radiosonde data. *International Journal of Remote Sensing* 36(2): 680-690.
- 22- Lu N., Qin J., Yang K., Gao Y., Xu X., and Koike T. 2011. On the use of GPS measurements for Moderate Resolution Imaging Spectrometer precipitable water vapor evaluation over southern Tibet. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 116(D23).
- 23- Mazany R.A., Businger S., Gutman S.I., Roeder, W., 2002. A Lightning Prediction Index that Utilizes GPS Integrated Precipitable Water Vapor. *Weather Forecast* 17: 1034-1047.
- 24- Merrikhpour M.H., and Rahimzadegan M.(2017. Improving the algorithm of extracting regional total precipitable water vapor over land from MODIS images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 55(10): 5889-5898.
- 25- Mobasheri M.R., Purbagher Kordi S.M., Farajzadeh M., and Sadeghi Naeini A. 2008. Improvement of remote sensing techniques in TPW assessment using radiosonde data. *Journal of Applied Sciences* 8(3): 480-488.
- 26- Mockler S. 1995. Water Vapor in the Climate System: Special Report.
- 27- Morisette J.T., Privette J.L., and Justice C.O. 2002. A framework for the validation of MODIS land products. *Remote Sensing of Environment* 83(1-2): 77-96.
- 28- Niell A.E., Coster A.J., Solheim F.S., Mendes V.B., Toor P.C., Langley R.B., and Upham C.A. 2001. Comparison of measurements of atmospheric wet delay by radiosonde, water vapor radiometer, GPS, and VLBI. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 18(6): 830-850.
- 29- Pottiaux E., and Warnant R. 2002. First comparisons of precipitable water vapor estimation using GPS and water vapor radiometers at the Royal Observatory of Belgium. *GPS Solutions* 6(1-2): 11-17.
- 30- Pramualsardikul S., Haas R., Elgered G., and Scherneck H.G. 2007. Sensing of diurnal and semi-diurnal variability in the water vapour content in the tropics using GPS measurements. *Meteorological Applications: A Journal of Forecasting, Practical Applications, Training Techniques and Modelling* 14(4): 403-412.
- 31- Prasad A.K., and Singh R.P. 2009. Validation of MODIS Terra, AIRS, NCEP/DOE AMIP-II Reanalysis-2, and AERONET Sun photometer derived integrated precipitable water vapor using ground-based GPS receivers over India. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 114(D5).

- 32- Ross R.J., and Rosenfeld S. 1997. Estimating mean weighted temperature of the atmosphere for Global Positioning System applications. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 102(D18): 21719-21730.
- 33- Sadeghi E., Mashhadi-Hossainali M., and Etemadfard H. 2014. Determining precipitable water in the atmosphere of Iran based on GPS zenith tropospheric delays. *Annals of Geophysics* 57(4): 0430.
- 34- Sharifi M.A., Safari A., Masoumi S., and Khaniani A.S. 2012. Harmonic analysis of the ionospheric electron densities retrieved from FORMOSAT-3/COSMIC radio occultation measurements. *Advances in Space Research* 49(10): 1520-1528.
- 35- Sharifi M.A., Khaniani A.S., Masoumi S., Schmidt T., and Wickert J. 2013. Least-squares harmonic estimation of the tropopause parameters using GPS radio occultation measurements. *Meteorology and Atmospheric Physics* 120(1-2): 73-82.
- 36- Sharifi M.A., Azadi M., and Khaniani A.S. 2016. Numerical simulation of rainfall with assimilation of conventional and GPS observations over north of Iran. *Annals of Geophysics* 59(3): 0322.
- 37- Sobrino J.A., Jiménez-Muñoz J.C., Mattar C., and Sòria G. 2015. Evaluation of Terra/MODIS atmospheric profiles product (MOD07) over the Iberian Peninsula: A comparison with radiosonde stations. *International Journal of Digital Earth* 8(10): 771-783.
- 38- Van Baelen J., Aubagnac J.P., and Dabas A. 2005. Comparison of near-real time estimates of integrated water vapor derived with GPS, radiosondes, and microwave radiometer. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 22(2): 201-210.
- 39- Vaquero-Martínez J., Antón M., de Galisteo J.P.O., Cachorro V.E., Wang H., Abad G.G., and Costa M.J. 2017. Validation of integrated water vapor from OMI satellite instrument against reference GPS data at the Iberian Peninsula. *Science of the Total Environment* 580: 857-864.
- 40- Wang Y., Yang K., Pan Z., Qin J., Chen D., Lin C., and Lu N. 2017. Evaluation of precipitable water vapor from four satellite products and four reanalysis datasets against GPS measurements on the Southern Tibetan Plateau. *Journal of Climate* 30(15): 5699-5713.
- 41- Wong M.S., Jin X., Liu Z., Nichol J., and Chan P.W. 2015. Multi-sensors study of precipitable water vapour over mainland China. *International Journal of Climatology* 35(10): 3146-3159.
- 42- Zhai P., and Eskridge R.E. 1997. Atmospheric water vapor over China. *Journal of Climate* 10(10): 2643-2652.



Quality Assessment of MODIS Water Vapor Products in IR and Near-IR Bands over Iran

A. Sam-Khaniani^{1*} - Z. Nikraftar²

Received: 23-05-2020

Accepted: 04-11-2020

Introduction: Water vapor, as one of the most important greenhouse gases in the atmosphere, plays a key role in hydrological cycles, climate change, and the global climate. Many parameters for the expression of water vapor in the atmosphere have been proposed by meteorologists, one of which is Precipitable Water Vapor (PWV). There are many ground-based and space-based methods to measure PWV. Meanwhile, radiosonde is considered as one of the most common and traditional tools for measuring this parameter. However, low temporal resolution, high cost, and lack of uniform coverage across the globe are some of the limitations of this technique. In the last two decades, GPS Meteorology due to unique features such as usability in any weather conditions, long-term stability, continuous observations with very high resolution, low cost, and PWV estimation with an accuracy level of about 2 millimeters has received a lot of attention. Although radiosonde and GPS are precise methods for estimating water vapor in the atmosphere, their observations are limited to the land. While satellite remote sensing methods can provide continuous observations of the distribution of water vapor on a regional and global scale. MODIS is one of the sensors capable of measuring atmospheric water vapor measurements, which is onboard the Terra and Aqua satellites. However, PWV products obtained from remote sensing data should be evaluated with respect to the reliable in situ data before application. The main purpose of this study was to use PWV estimates obtained from ground-based GPS receivers in order to statistically evaluate the accuracy of MODIS water vapor products in IR and Near-IR bands and different times of the day over Iran.

Materials and Methods: The MODIS sensor, which is on board of the Terra and Aqua satellites, is able to provide water vapor products in the IR (both night and day) and Near-IR (day-only) bands. In order to evaluate MODIS PWV products over Iran, one year data of high temporal resolution GPS PWV values in 38 different stations in the country were considered as reliable values. For statistical analysis, water vapor values were extracted from the pixels with cloud-free conditions. Also, among the cloud-free pixels, that with the closest distance to the GPS station was selected. Moreover, the corresponding PWV values of GPS and MODIS with a maximum time difference of 10 minutes were selected for comparison.

Results and Discussion: Initially, Near-IR PWV products were assessed separately for Terra and Aqua satellite data. The results showed a good agreement between the two sets of PWV measurements. The correlation values between the GPS PWV and the corresponding values of the MODIS Near-IR products varied in the range of 0.90 to 0.98. Average bias values indicated that MODIS Near-IR overestimated PWV in comparison with GPS over Iran. In addition, a comparison of Near-IR water vapor values extracted from Terra and Aqua datasets separately showed that the data quality of both satellites in this band is almost at the same level in terms of the correlation coefficient, average bias, and RMSE. In the next step, the MODIS IR PWV products were evaluated separately during the day and night with respect to the corresponding values obtained at the GPS stations. The maximum correlation between GPS and IR PWV products during the day and night was 0.7 and 0.64, respectively. Furthermore, the average bias of MODIS IR PWV data in the study area for day and night was found to be -0.38 and 3.11 mm, respectively. In other words, MODIS IR PWV products in the study area had, on average, a positive bias with a small amount during the day and a significant negative bias during the night. On the other hand, a comparison of daytime MODIS IR and Near-IR water vapor products revealed that the quality of IR PWV data was significantly lower than the Near-IR band and requires a suitable calibration method.

Conclusion: The results of this study indicate that the MODIS Near-IR water vapor products had a high agreement with GPS PWV values with an average correlation coefficient of 0.95 in the study region. The mean bias and RMSE error of (GPS-MODIS Near-IR) PWV differences were -2.2 and 3.3 mm, respectively. A similar

1- Assistant Professor, Department of Surveying and Architecture Engineering, Faculty of Civil Engineering, Noshirvani University of Technology, Babol

(*- Corresponding Author Email: ali.sam@nit.ac.ir)

2- M.Sc. Graduate, Remote Sensing, University of Tehran

DOI: DOI: 10.22067/jsw.v34i6.86574

analysis of MODIS Near-IR PWV data from the Terra and Aqua satellites showed that almost both sets of water vapor data had the same accuracy. The average bias values of the MODIS IR PWV data compared to the GPS PWV for day and night were also investigated. Results showed that in the study area, MODIS IR products had a small positive bias during the day and significant negative bias at night. Examining the efficiency of the daytime MODIS water vapor products during the day, we found that the accuracy and precision of these data in the Near-IR band are much better than the IR band. Therefore, proper calibration should be made before employing the IR band.

Keywords: GPS, IR band, MODIS, Near-IR band, PWV

Contents

Assessment of Aji-Chay River Pollution in Tabriz Plain Area Using Water Quality Indices	1218
Z. Pashazadeh Laleh - H. Jafari - A.R. Vaezi Hir	
Point Estimation of Infiltration in Surge Irrigation Using Surge Infiltrometer Method	1230
A. Zaree - T. Sohrabi- H. Ojaghlo- Z. Bigdeli	
Effect of Magnetite Nanoparticles and Some Iron-Containing Compounds on the Availability of Arsenic, Iron, Zinc and Copper in Soil	1242
Sh. Hasani - M. Babaakbari Sari - M.R. Neyestani - M.A. Delavar	
The Effects of Plant Growth Promoting Rhizobacteria on the Activity of some Enzymes in Rizosphere Soils under Lead and Cadmium Stress	1255
S. Abdollahi - A. Golchin - F. Shahryari	
The Effect of Deforestation and Vegetation Cover Change on the Ecological Indices of Soil Organic and Mineral Layers	1275
Y. Kooch - M. Azizi Mehr	
Effect of Salinity on Growth and Survival of Earthworm <i>Eisenia fetida</i>	1285
G. Rahimi - F. Karimi	
Assessment of Corrected Land Index in Land Suitability Evaluation and Adjusting its Functions	1298
M. Bagheri Bodaghabadi	
Investigation of Nutritional Status of Potato (<i>Solanum tuberosum</i> L.) in Khorasan Razavi Province by "Deviation from Optimum Percentage" (DOP) Method	1309
M. Dadivar- B. Atarodi	
Consequences of Co-contamination of Cadmium and Lead on Soil Biochemical and Microbiological Properties	1324
N. Azadi – F. Raiesi	
Assessment of Environmental Performance of Flood Spreading with Respect to Carbon Sequestration in Soil and Plant	1338
M.J. Rousta - K. Enayati- S.M. Soleimanpour- K. Kamali	
Climate Change in Iran Based on Changes in Precipitable Water, Specific Humidity and Wind Data	1351
S.M.J. Nazemosadat - L. Abbasi- S. Mehravar	
Temperature Extreme Indices Projection Based on RCP Scenarios in Northeast of Iran	1368
S. Kouzegaran - M. Mousavi Baygi- I. Babaeian	
Quality Assessment of MODIS Water Vapor Products in IR and Near-IR Bands over Iran	1383
A. Sam-Khaniani - Z. Nikraftar	

WATER AND SOIL

(AGRICULTURAL SCIENCES AND TECHNOLOGY)

Vol . 34

No. 6

2021

Published by: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

Manager in Charge: Valizadeh, R. (Ruminant Nutrition) Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editor in Chief: Fotovat, A. (Soil Science) Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editorial Board:

Alizadeh, A.	Irrigation and Drainage	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Fotovat, A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Ghadiri, H.	Soil Science	Prof. Griffith University
Kamali, Gh.	Agricultural Meteorology	Assoc. Prof., Islamic Azad University, Tehran
Khorassani, R.	Soil Science	Assoc. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Khormali, F.	Soil Science	Prof., Agricultural Sciences & Natural Resources University of Gorgan
Lakzian, A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Liaghat, A.	Irrigation and Drainage	Prof., University of Tehran
Mosaedi, A.	Irrigation and Civil Eng.	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Mousavi Baygi, M	Agricultural Meteorology	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Oustan, Sh.	Soil Science	Prof., Tabriz University
Taghvaeian, S.	Irrigation	Assoc. Prof., Oklahoma University

Publisher: Ferdowsi University of Mashhad

Address: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

P.O. Box: 91775- 1163

Fax: +98 51 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).