



جلد ۳۸ شماره ۱

سال ۱۴۰۳

آب و خاک

نشریه

(علوم و صنایع کشاورزی)

شماره پیاپی ۹۳

شاپا: ۴۷۵۷-۲۰۰۸

عنوان مقالات

- ۳ اثر تغییر اقلیم و تاریخ کشت بر رد پای آب سبز در گندم پاییزه ۲۱۰۰-۲۰۲۱ (مطالعه موردی: دشت قزوین) فاطمه برزو- هادی رمضانی اعتدالی- عباس کاویانی
- ۲۵ تحلیل شاخص‌های بهره‌وری فیزیکی آب و انرژی محصولات یونجه و جو در دو اقلیم متفاوت سعید حبیبی- مجتبی خوش‌روش- رسول نوری خواجه‌بلاغ
- ۳۹ اثر کم‌آبیاری بر عملکرد کمی و کیفی و کارایی مصرف آب انگور ترکمن محمدرضا زکائی خسروشاهی- خسرو پرویزی
- ۵۳ تأثیر کمپوست برخی پسماندها و بقایای کشاورزی در دو کشت متوالی اسفناج: ۲- پاسخ شناسه‌های فیزیولوژیک، رشد و عناصر مغذی در گیاه خدیجه سالاری نیک- محسن نائل- محمد سیاری- سید سعید موسوی
- ۷۱ بررسی تأثیر بیوجار بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک تحت کشت کینوا در شرایط تنش آبی و شوری ام‌البین توراج‌زاده- حلیمه پیری- امیر ناصرین- محمد مهدی چاری
- ۸۹ تأثیر قارچ فانی فورمیس موسه و اسیدی تیوباسیلوس بر برخی متابولیت‌های بیوشیمیایی ذرت (*Zea mays* L.) تحت تنش شوری جمعه‌الجمعه- اکرم حلاج‌نیا- امیر لکزیان- علیرضا آستارایی
- ۱۰۷ اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک در غرب مازندران یحیی کوچ- عاطفه شه‌پیری- کتابون حق‌وردی
- ۱۲۹ ارزیابی تأثیر جایگزینی استروویت با کود سوپر فسفات تریپل بر برخی شاخص‌های فیزیولوژیکی و فراهمی سفر در گیاه گندم طالب نظری- مجتبی بارانی مطلق- سید امید رستگار- محمد حسین سدری
- ۱۴۵ سینتیک و همدمای جذب کادمیم در یک خاک شالیزاری تیمار شده با بیوجار پوسته برنج اصلاح شده با کلرید منیزیم بهرام ابوالفضل‌ی بهروز- شاهین اوستان- حسین میرسید حسینی- حسن اعتصامی
- ۱۶۳ تحلیل فضایی سطح پوشش برف در غرب ایران با بهره‌گیری از تصاویر ماهواره‌ای عبدالله فرجی- محمد کمانگر- سعیده اشرفی

آب و خاک

(علوم و صنایع کشاورزی)

با شماره پروانه ۲۱/۲۰۱۵ مورخه ۱۳۶۸/۴/۱۱ و درجه علمی-پژوهشی شماره ۲۶۵۲۴ تاریخ ۱۳۷۳/۱۰/۱۹ از

وزارت علوم، تحقیقات و فناوری

جلد ۳۸ شماره ۱ فروردین-اردیبهشت سال ۱۴۰۳

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

صاحب امتیاز: دانشگاه فردوسی مشهد

مدیر مسئول:

رضا ولی زاده

استاد- تغذیه نشخوارکنندگان (دانشگاه فردوسی مشهد)

سرمدیر:

امیر فتوت

استاد- علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

اعضای هیئت تحریریه:

اوستان، شاهین

استاد- علوم خاک (دانشگاه تبریز)

بذرافشان، جواد

دانشیار- هواشناسی کشاورزی (دانشگاه تهران)

تقوایان، صالح

استادیار- آبیاری (دانشگاه اوکلاهما، آمریکا)

خراسانی، رضا

دانشیار- علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

خرمائی، فرهاد

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

علیزاده، امین

استاد- آبیاری و زهکشی (دانشگاه فردوسی مشهد)

فتوت، امیر

استاد- علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

قدیری، حسین

استاد - خاکشناسی (دانشگاه گریفیت، استرالیا)

لکزیان، امیر

استاد- علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

لیاقت، عبدالمجید

استاد- آبیاری و زهکشی (دانشگاه تهران)

مساعدی، ابوالفضل

استاد- آبیاری و مهندسی عمران (دانشگاه فردوسی مشهد)

موسوی بایگی، محمد

استاد- هواشناسی کشاورزی (دانشگاه فردوسی مشهد)

ناشر: دانشگاه فردوسی مشهد

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

پست الکترونیکی: jswa3@um.ac.ir

مقاله‌های این شماره در سایت <https://jsw.um.ac.ir> به صورت کامل نمایه شده است.

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

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

مندرجات

- ۳ اثر تغییر اقلیم و تاریخ کشت بر رد پای آب سبز در گندم پاییزه ۲۱۰۰-۲۰۲۱ (مطالعه موردی: دشت قزوین)
فاطمه برزو- هادی رمضانی اعتدالی- عباس کاویانی
- ۲۵ تحلیل شاخص‌های بهره‌وری فیزیکی آب و انرژی محصولات یونجه و جو در دو اقلیم متفاوت
سعید حبیبی- مجتبی خوش‌روش- رسول نوری خواجه‌بلاغ
- ۳۹ اثر کم‌آبایی بر عملکرد کمی و کیفی و کارایی مصرف آب انگور ترکمن ۴
محمد رضا زکائی خسروشاهی- خسرو پرویزی
- ۵۳ تأثیر کمپوست برخی پسماندها و بقایای کشاورزی در دو کشت متوالی اسفناج: ۲- پاسخ شناسه‌های فیزیولوژیک، رشد و عناصر مغذی در گیاه
خدیجه سالاری نیک- محسن نائل- محمد سیاری- سید سعید موسوی
- ۷۱ بررسی تأثیر بیوجار بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک تحت کشت کینوا در شرایط تنش آبی و شوری
ام البنین توراج‌زاده- حلیمه پیری- امیر ناصرین- محمد مهدی چاری
- ۸۹ تأثیر قارچ فانی فورمیس موسه و اسیدی تیوباسیلوس بر برخی متابولیت‌های بیوشیمیایی ذرت (*Zea mays* L.) تحت تنش شوری
جمعه الجمعه- اکرم حلاج‌نیا- امیر لکزیان- علیرضا آستارایی
- ۱۰۷ اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک در غرب مازندران
یحیی کوچ- عاطفه شه‌پیری- کتابون حق‌وردی
- ۱۲۹ ارزیابی تأثیر جایگزینی استروویت با کود سوپر فسفات تریپل بر برخی شاخص‌های فیزیولوژیکی و فراهمی سفر در گیاه گندم
طالب نظری- مجتبی بارانی مطلق- سید امید رستگار- محمد حسین سدری
- ۱۴۵ سینتیک و همدمای جذب کادمیم در یک خاک شالیزاری تیمار شده با بیوجار پوسته برنج اصلاح شده با کلرید منیزیم
بهرام ابوالفضلی بهروز- شاهین اوستان- حسین میرسید حسینی- حسن اعتصامی
- ۱۶۳ تحلیل فضایی سطح پوشش برف در غرب ایران با بهره‌گیری از تصاویر ماهواره‌ای
عبدالله فرجی- محمد کمانگر- سعیده اشرفی

The Effect of Climate Change and Planting Date on the Green Water Footprint of Fall Wheat 2021-2100 (Case Study: Qazvin Plain)

F. Borzoo¹, H. Ramezani Etedali^{2*}, A. Kaviani³

1, 2 and 3- M.Sc Student, Professor and Associate Professor, Department of Water Science and Engineering, Faculty of Agricultural and Natural Resources, Imam Khomeini International University, Qazvin, Iran, respectively.

(* - Corresponding Author Email: Ramezani@eng.ikiu.ac.ir)

Received: 23-10-2023
Revised: 26-01-2024
Accepted: 02-04-2024
Available Online: 02-04-2024

How to cite this article:

Borzoo, F., Ramezani Etedali, H., & Kaviani, A. (2024). The effect of climate change and planting date on the green water footprint of fall wheat 2021-2100 (case study: Qazvin Plain). *Journal of Water and Soil*, 38(1), 1-21. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/jsw.2024.84991.1349>

Introduction

Climate change is one of the most important issues in the world in the 21st century which affects various sectors of agriculture, forestry, water and financial markets, and has serious economic consequences (Reidsma et al., 2009). In recent years, the management of agricultural water consumption has always been considered as one of the important issues in water resources management. Koochaki and colleagues (Koochaki and Kamali, 2006) by evaluating the climatic indicators of Iran's agriculture showed that during the next 20 years, the average monthly temperature will increase in almost all regions of the country, and the increase in evaporation and transpiration is one of the most important consequences of this warming. Simulated climate parameters can be obtained through different general GCM atmospheric models. Due to the low spatial resolution of these models, its output should be downscaled using dynamic or statistical methods.

Materials and Methods

The LARS-WG model predicts meteorological variables for a period of time in the future by using a series of basic and fine-scale meteorological data, output of one of the GCM models. Research has shown that the LARS-WG model has the necessary accuracy for this task. Calculating the amount of evapotranspiration and yield of very complex plants are time-consuming and dependent on spending a lot of money and limited to the tests performed, the shortness of the test time and also the limitation in the number of scenarios that are checked by the test. Therefore, plant models are considered and evaluated by researchers. The AquaCrop model has demonstrated commendable accuracy in various regions of Iran and globally for forecasting plant growth, water consumption efficiency, and evapotranspiration requirements. These predictions hold significant potential for optimizing irrigation strategies across different agricultural settings. AquaCrop is one of the applied agricultural models that was obtained from the modification and revision of FAO publication No. 33 by prominent experts from all over the world. In this study, the values of green water footprint of winter wheat plant (Pishgam) were estimated in climatic conditions obtained from LARS-WG model and DKRZ database under scenarios 4.5 and 8.5 and at different planting dates (15 October, 1 November, 15 November, 30 November and 15 December), in the next 4 periods (2021-2040, 2041-2060, 2061-2080 and 2081-2100) and by Aquacrop model.

Results and Discussion



©2024 The author(s). This is an open access article distributed under [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source.

<https://doi.org/10.22067/jsw.2024.84991.1349>

The results showed that if planting date is on October 15, in the climatic conditions obtained from the LARS-WG model and under scenarios 4.5 and 8.5, in all future periods, the footprint of green water will increase compared to its value in the base period, and if planting is the rest of the dates, in each of the next 4 periods, the average green water footprint will decrease compared to its value in the base period. The results obtained for the DKRZ database show that the green water footprint attained for the dates of cultivation and periods investigated in scenarios 4.5 and 8.5 does not have a particular trend. On the planting dates of October 15 and November 1 for the periods of 2061-2080 and 2081-2100, the green water footprint will decrease and on the other three dates (15 November, 30 November, and 1 November) for these periods, there will be an increasing trend. On 15 December, for the DKRZ database, in both scenarios defined for all periods, an increase in green water footprint compared to the base period is reported. However, in the period of 2081-2100 in scenario 8.5, a decrease compared to the base period will be observed. The highest amount of green water footprint in all these periods and models for the period 2041-2060 under the climatic conditions of the DKRZ database in scenario 4.5, if the planting date is 15 October, it is estimated that the amount of water consumed is equal to 4272 cubic meters per ton with a standard deviation of 5018 cubic meters per ton is predicted. The lowest footprint of green water for the period 2081-2100 under the climatic conditions obtained from the LARS-WG model in scenario 8.5, if the planting date is on 15 December, is reported to be 232 tons per hectare with a standard deviation of 52.3 tons per hectare.

Keywords: Green water footprint, LARS-WG, DKRZ, Simulation

اثر تغییر اقلیم و تاریخ کشت بر ردپای آب سبز در گندم پاییزه ۲۱۰۰-۲۰۲۱ (مطالعه موردی: دشت قزوین)

فاطمه برزو^۱ - هادی رمضانی اعتدالی^{۲*} - عباس کاویانی^۳

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۸/۰۱

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۱/۱۴

چکیده

تغییر اقلیم یکی از چالش‌های مهم برای آینده کشاورزی است که نتیجه بی‌توجهی به آن، به خطر افتادن امنیت غذایی جوامع است. از این رو پیش‌بینی تغییرات اقلیمی ضروری به‌نظر می‌رسد. در این مطالعه مقادیر ردپای آب سبز گیاه گندم پاییزه (رقم پیشگام) در شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG و پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵ و در تاریخ‌های کشت متفاوت (۱۵ مهر، ۱ آبان، ۱۵ آبان، ۳۰ آبان و ۱۵ آذر)، در ۴ دوره آبی (۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۶۰-۲۰۴۱، ۲۰۸۰-۲۰۶۱ و ۲۱۰۰-۲۰۸۱) با استفاده از مدل Aquacrop برآورد گردید. نتایج به‌دست آمده نشان داد: اگر تاریخ کشت ۱۵ مهر ماه انجام شود، در شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG و تحت سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵، در تمام دوره‌های آبی ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه، افزایش می‌یابد و اگر کشت در بقیه تاریخ‌ها صورت گیرد، در هر ۴ دوره آبی میانگین ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه کاهش خواهد داشت. نتایج به‌دست آمده برای پایگاه اطلاعاتی DKRZ نشان می‌دهد، ردپای آب سبز بدست آمده برای تاریخ‌های کشت و دوره‌های مورد بررسی در سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵، از روند خاصی برخوردار نیست. در تاریخ‌های کشت ۱۵ مهر و ۱ آبان برای دوره‌های ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰، ردپای آب سبز کاهش خواهد داشت و در سه تاریخ دیگر (۱۵ آبان، ۳۰ آبان و ۱ آذر) برای این دوره‌ها، روند افزایشی و کاهش‌ی خواهد داشت و در تاریخ ۱۵ آذر برای پایگاه اطلاعاتی DKRZ در هر دو سناریو تعریف شده برای همه دوره‌ها، افزایش رد پای آب سبز نسبت به دوره پایه گزارش می‌شود؛ به‌جز دوره ۲۰۸۱-۲۱۰۰ در سناریو ۸/۵ که شاهد کاهش آن نسبت به دوره پایه خواهیم بود. بیشترین مقدار ردپای آب سبز در تمام این دوره‌ها و مدل‌ها برای دوره ۲۰۴۱-۲۰۶۰ تحت شرایط اقلیمی پایگاه اطلاعاتی DKRZ در سناریو ۴/۵ در صورتی که تاریخ کشت ۱۵ مهرماه انجام شود، تخمین زده می‌شود که مقدار مصرف آب در آن برابر ۴۲۷۲ متر مکعب بر تن با انحراف معیار ۵۰۱۸ متر مکعب بر تن پیش‌بینی می‌شود. کم‌ترین ردپای آب سبز نیز برای دوره ۲۰۸۱-۲۱۰۰ تحت شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG در سناریو ۸/۵ در صورتی که تاریخ کشت ۱۵ آذر ماه انجام شود، گزارش می‌شود که مقدار آن برابر ۲۳۲ متر مکعب بر تن با انحراف معیار ۵۲/۳ متر مکعب بر تن است.

واژه‌های کلیدی: ردپای آب سبز، شبیه‌سازی، DKRZ، LARS_WG

۱، ۲ و ۳- به‌ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، استاد و دانشیار، گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، قزوین، ایران
(*)- نویسنده مسئول: (Email: Ramezani@eng.ikiu.ac.ir)

مقدمه

مسئله تغییر اقلیم در حال حاضر به یکی از چالش‌های اساسی دنیا در کشاورزی تبدیل شده است. از این رو محققان زیادی به بررسی پدیده تغییر اقلیم و پیش‌بینی آن در دوره‌های آتی پرداختند. محققان به منظور شبیه‌سازی پارامترهای اقلیمی، اقدام به طراحی مدل‌های ریزمقیاس کرده‌اند. از جمله مدل‌هایی که در روش‌های آماری استفاده می‌شوند CLIMGEN، GEM، LARS-WG، SDSM و USCLIMATE WGEN هستند. این مدل‌ها سری‌های زمانی روزانه متغیرهای هواشناسی همانند بارش، دما و تشعشع خورشیدی را تولید می‌نمایند (Racsko et al., 1991). LARS-WG یکی از مدل‌های ریزمقیاس‌ساز است که در عین پیچیدگی کمتر فرآیند شبیه‌سازی و داده‌های ورودی و خروجی، توانایی بالایی در پیش‌بینی تغییر اقلیم دارد (Semonov & Stratonovith, 2010). سایر پارامترهای آب و هوایی همانند سرعت باد و نقطه شبنم را می‌توان توسط این مدل شبیه‌سازی نمود (Parlange et al., 2000). در مطالعه‌ای به مقایسه دو مدل LARS-WG و SDSM جهت شبیه‌سازی بارش‌های شدید در حوضه کلوتا واقع در جزیره جنوبی نیوزلند پرداخته شد؛ نتایج حاصل نشان داد که هر دو مدل توانایی‌هایی مشابه و خوبی در شبیه‌سازی بارش‌های شدید دارند و قابل استفاده برای پیش‌بینی‌های اقلیمی می‌باشند (Hashmi et al., 2011). در مطالعه‌ای دیگر به مقایسه سه مدل LARS-WG، Weatherman و Climgen در شبیه‌سازی پارامترهای اقلیمی در سه اقلیم متخلف گرگان، گنبد و مشهد پرداختند، نتایج حاکی از کارایی بهتر LARS-WG در شبیه‌سازی پارامتر حداقل دما در منطقه‌های گرگان و مشهد است و به‌طور کلی هر سه مدل، پارامتر دما را بهتر از سایر پارامترها اقلیمی پیش‌بینی می‌کند (Hajjarpour et al., 2014). با استفاده از آمار و اطلاعات ۲۰ ایستگاه در نقاط مختلف دنیا و استفاده از اطلاعات آب و هوایی مشاهده شده بین ۳۰ تا ۵۶ سال، توانایی بالای مدل تولیدکننده جوی LARS-WG را برای شبیه‌سازی رویدادهای جوی مورد بررسی و تأیید قرار داد. به‌طور کلی، نتایج اغلب مطالعات نشان‌دهنده برتری مدل شبکه عصبی مصنوعی و مدل LARS-WG در پیش‌بینی تغییرات اقلیم است (Semenov et al., 2008). عجمی‌زاده و ملایی نیا (Ajamzadeh & Mollaeinia, 2016) به مقایسه عملکرد روش‌های ریزمقیاس گردانی SDSM و LARS-WG در ایستگاه سد تنگاب در استان فارس پرداختند نتایج حاصل حاکی از عدم برتری مطلق مدل‌ها بر یکدیگر است. با توجه به تحقیقات انجام شده در سراسر دنیا پدیده تغییر اقلیم در بعضی مناطق با شدت و در مناطق دیگر با سرعت کمتری در حال وقوع است بنابراین تغییر در الگو و میزان مصرف آب آبیاری در کشاورزی ضروری به‌نظر می‌رسد. مفهوم ردپای آب اولین بار در سال ۲۰۰۳ معرفی شد

(Hoekstra & Chapagain, 2007). برای اندازه‌گیری بهره‌وری آب زراعی و برای ارزیابی آب مصرفی محصول و عملکرد آن محاسبات ردپای آب روشی مناسب می‌باشد (Morillo et al., 2015). محققان در سال‌های اخیر به بررسی ردپای آب در محصولات مختلف کشاورزی نظیر گندم (Aligholnia et al., 2019)، برنج (Nana et al., 2014)، ذرت (Ene et al., 2013) و غیره پرداختند. با این حال در حال حاضر با توجه به پدیده تغییر اقلیم مطالعات زیادی در بررسی ردپای آب و تأثیر تغییر اقلیم بر آن صورت نگرفته است. حجمی آبی که به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم برای تولید کالا استفاده می‌شود تحت عنوان شاخص ردپای آب محاسبه می‌شود. ردپای آب شامل ردپای آب آبی، سبز و خاکستری می‌باشد. البته ردپای آب سفید نیز توسط آبابایی و رضانی اعتدالی (Ababaei & Ramezani Etedali, 2014) معرفی شد. ردپای آب آبی، به حجم آبی که در تولید محصول مورد استفاده قرار می‌گیرد (نیاز خالص) اشاره دارد. ردپای آب سبز، به سهم آب حاصل از بارندگی (مؤثر) مرتبط است. ردپای آب خاکستری، به حجمی از آب شیرین اطلاق می‌شود که برای رقیق‌سازی کودها و سمومی که در فرآیند تولید محصول استفاده شده‌اند مورد نیاز است. مفهوم ردپای آب سفید مفهوم جدیدی است که میزان تلفات آب آبیاری در تولید محصولات را مشخص می‌سازد (Ababaei & Ramezani Etedali, 2014). یکی از بررسی‌ها مطالعه‌ای است که در آن به بررسی اثر تغییر اقلیم بر ردپای آب و عملکرد ذرت پرداخت است. در این مطالعه از مدل CropSyst تحت سه سناریو بدون آبیاری، آبیاری دستی در زمان‌های ثابت و آبیاری اتوماتیک براساس نیاز آبی در بازه ۱۹۷۵ تا ۲۰۱۰ استفاده شد. سپس به بررسی اثر تغییر اقلیم در دوره ۲۰۴۵-۲۰۵۴ با استفاده از مدل‌های ECHAM5، HadCM3، CCSM3، PCM و SDSM تحت سناریو A2 پرداختند. نتایج، بیانگر افزایش دما و کاهش بارندگی در دوره‌های آبی می‌باشد که موجب کاهش عملکرد و افزایش ردپای آب به‌ویژه آب آبی به‌دلیل افزایش تبخیر تعرق و نیاز آبی خواهد شد (Bocchiola et al., 2013). ردپای آب تولید ملی گندم قبلاً برای کل جهان در مطالعات مقیاس جهانی برآورد شده است. در این مطالعه برآوردهای قبلی مؤلفه‌های مختلف ردپای آب (سبز، آبی، خاکستری و سفید) تولید ملی گندم در ایران با برآوردهای مقیاس ملی مقایسه شد. یک جزء جدید ردپای آب سفید برای محاسبه تلفات آبیاری پیشنهاد شد. اجزای مختلف ردپای آب گندم برای ۲۳۶ دشت در پانزده استان عمده تولید کننده گندم برآورد شد. میانگین کل ردپای آب بین تمام استان‌های منتخب حدود ۳۱۸۸ متر مکعب در تن با سهم قابل مقایسه آب آبی و سبز است، در حالی که میانگین کل ردپای آب برای مناطق دیم حدود ۳۰۷۱ متر مکعب در تن با سهم ۹ برابر ردپای آب سبز است (Ababaei & Ramezani Etedali, 2014). در مطالعه‌ای در شمال چین ردپای آب سبز، ردپای آب آبی و ردپای کل آب از پنج محصول (یعنی گندم،

داده‌های ۴۰ ساله آماری هواشناسی آنها وارد مدل ریزمقیاس کننده‌ی LARS-WG گردید و با تولید ۱۰۰ سری داده به تولید داده‌های هواشناسی در دوره‌های زمانی مورد نظر پرداخته شد. نتایج نشان داد که در طی دوره‌های آبی تغییرات رد پای آب سبز و آبی محصولات در اقلیم‌های مختلف ایران به ترتیب از ۴۴/۱۴ درصد تا ۱۴/۴۱ درصد در رد پای آب سبز و ۱۱/۱۸ درصد تا ۱۰/۴۸ درصد در رد پای آب آبی می‌گردد (Ghorbani et al., 2020). در پژوهشی به منظور بررسی روند سالانه رد پای آب در تولید گندم در شهرهای استان اصفهان و انتخاب مناسب‌ترین شهر این استان برای کشت گندم، وجود روند در سری زمانی رد پای آب در تولید گندم را طی دوره آماری ۱۳۶۹-۱۳۹۵، از آزمون روندیابی من کندال و تخمین گر شیب سن استفاده شد. نتایج این بررسی نشان داد که مقدار شاخص رد پای آب در تولید یک محصول در یک منطقه، معیار قابل قبولی برای انتخاب آن منطقه برای کشت آن محصول نیست و با بررسی روند این شاخص و استفاده از روش‌های تصمیم‌گیری همچون انتخاب اجتماعی، می‌توان منطقه مناسب برای کشت هر محصول را تشخیص داد و تغییر الگوی کشت را در سیاست کار خود به منظور حفظ منابع آبی و افزایش بهره‌وری محصولات قرار داد. در این مطالعه از نظر رد پای آب، فریدون‌شهر به عنوان بهترین شهر برای کشت گندم در استان اصفهان انتخاب شد (Golabi et al., 2019). علیقلی‌نیا و همکاران (Aligholinya et al., 2019) به ارزیابی رد پای آب محصول گندم در نقاط استراتژیک از نظر منابع آب (آب آبی، آب سبز و آب خاکستری) و ارائه الگوی کشت بهینه در اقلیم‌های مختلف ایران پرداخته‌اند. ۳۳ استان کشور را براساس اقلیم‌بندی یونسکو طبقه‌بندی کردند. تمامی ایستگاه‌ها در ۶ اقلیم، خیلی مرطوب خنک گرم (PH-C-W)، نیمه‌خشک سرد گرم (SA-K-W)، نیمه‌خشک خنک خیلی گرم (SA-C-VW)، خشک خنک گرم (A-C-W)، خشک معتدل گرم (A-M-W) و خشک خنک خیلی گرم (A-C-VW) دسته بندی کردند. رد پای آب محصول در هر سه جزء آب آبی، سبز و خاکستری در هر اقلیم محاسبه شد. نتایج نشان داد، بیش‌ترین مقادیر رد پای آب آبی در قسمت‌های مرکزی و جنوبی، بیش‌ترین مقدار رد پای آب سبز در قسمت‌های شمالی و غربی و بیش‌ترین مقدار رد پای آب خاکستری، در قسمت‌های جنوبی دیده می‌شود. میانگین رد پای آب سبز، آبی و خاکستری به ترتیب ۵۰۳/۳، ۱۳۹۲/۸ و ۲۸۶/۲ متر مکعب بر تن بدست آمد. نتایج این تحقیق نشان داد که کشت محصول گندم در همه اقلیم‌ها مناسب نبوده و در اقلیم‌های A-C-W و A-C-IVW ایران توصیه نمی‌گردد (Aligholinya et al., 2019). در تحقیقی برای جلوگیری از بحران آب در منطقه قزوین به بررسی رد پای آب مجازی در چهار دسته رد پای آب آبی، رد پای آب سبز، رد پای آب خاکستری و رد پای آب سفید در ۱۱ محصول مختلف از جمله گندم آبی پرداخته شد. نتایج به دست آمده نشان داد رد پای آب سبز، رد پای آب آبی، رد پای آب خاکستری و رد پای آب سفید گندم آبی به ترتیب ۷۶۹،

ذرت، پنبه، بادام زمینی و لوبیا) محاسبه شد و توزیع آنها مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان می‌دهد که محصولات مختلف در زیرمناطق مختلف دارای رد پای سبز، آبی و کل متفاوت هستند (Wang et al., 2021). در مطالعه‌ای به دنبال تعیین شواهدی از تغییرات اقلیمی در دوره ۲۰۱۰-۱۹۸۰ و تأثیر ناشی از آن بر رد پای آب آبی در تولید گندم زمستانه در زیمبابوه انجام شد. نتایج این مطالعه نشان داد اثرات تجمعی تغییرات اقلیمی بر نیاز آبی محصولات و عملکرد گندم، رد پای آب آبی را تا ۴ درصد افزایش می‌دهد. نتایج دیگر این مطالعه نشان داد که تغییرات اقلیمی و عوامل مدیریت کشاورزی ممکن است به یک اندازه باعث افزایش رد پای آب شوند (Govere et al., 2020). در تحقیقی مفهوم رد پای آب در مقیاس منطقه‌ای برای اولین بار در کشور مورد بررسی قرار گرفت. در این بررسی چارچوب محاسباتی آبایی و رضانی اعتدالی (Ababaei & Ramezani Etedali, 2017) استفاده شد تا رد پای آب خاکستری و سفید را بهتر توضیح دهد. میانگین وزنی هر جزء رد پای آب (سبز، آبی، خاکستری و سفید) و رد پای کل آب ملی در تولید غلات اصلی (گندم، جو و ذرت) محاسبه شد. تولید گندم، جو و ذرت ۳۶۷۷۷، ۷۹۷۵ و ۳۷۴۴ میلیون متر مکعب (MCM) در سال برای دوره ۲۰۱۲-۲۰۰۶ برآورد شد. نسبت کل رد پای آب سبز سه محصول به رد پای آب ملی کل (یعنی همه محصولات) ۴۳٪ و نسبت رد پای آب سبز به رد پای آب ملی برای گندم، جو و ذرت به ترتیب ۴۷٪، ۴۲٪ و ۲٪ بود. این نتایج نشان می‌دهد که تولید گندم و جو به طور قابل توجهی مصرف‌کنندگان بزرگ منابع آبی سبز (یعنی بارش مؤثر) هستند (Ababaei & Ramezani Etedali, 2017). در پژوهشی در ترکیه که به تجزیه و تحلیل رد پای آب ملی آبی و سبز در تولید و مصرف آب مجازی بین سال‌های ۲۰۰۸ و ۲۰۱۹ انجام شده است. نتایج رد پای آب کل تولید شده و مصرف شده گندم در ترکیه به ترتیب ۳۳/۹ و ۴۸/۱ گرم مکعب در سال محاسبه شد (Muratoglu, 2020). محققان هندی با هدف تجزیه و تحلیل تغییرپذیری زمانی عوامل اقلیمی و رد پای آب برنج و گندم طی دوره ۲۰۱۷-۱۹۸۶ در لودیانا، پنجاب مطالعه‌ای انجام دادند. هدف آنها شناسایی عوامل آب و هوایی غالب است که باعث تغییر در رد پای آب در برنج و گندم می‌شود. نتایج آنها نشان داد رد پای آبی کل برنج و گندم روند کاهشی قابل توجهی را در ۳۲ سال گذشته نشان می‌دهد. مدت تابش آفتاب و سرعت باد به ترتیب عوامل مؤثر بر تغییرپذیری کل رد پای آب برنج و گندم بودند، در حالی که بارندگی به شدت بر رد پای آب سبز و آبی برنج و گندم تأثیر گذاشت (Kashyap & Agarwal, 2020). طی پژوهشی، به شبیه‌سازی پارامترهای اقلیمی با مدل گردش عمومی جوی اقیانوسی CM-GFDL3 تحت دو سناریوی پرکاربرد RCP ۴.۵ و RCP ۸.۵ در دو دوره زمانی ۲۰۴۰-۲۰۱۱ و ۲۰۹۰-۲۰۴۱ در شش اقلیم مختلف ایران پرداخته شد و با استفاده از نتایج آن، محاسبات پیش‌بینی رد پای آب محصولات کشاورزی در دو جزء رد پای آب آبی و آب سبز انجام گردید و سپس

۲۰۴۰-۲۰۴۱، ۲۸۰-۲۰۶۱، ۲۱۰۰-۲۰۸۱) استفاده شد. با استفاده از داده‌های به‌دست آمده و به‌کارگیری مدل Aquacrop، مقدار تبخیر-تعرق واقعی گندم پاییزه رقم پیشگام در ۵ تاریخ کشت متفاوت (۱۵ مهر، ۱ آبان، ۱۵ آبان، ۳۰ آبان و ۱۵ آذر) محاسبه و میزان تغییرات آن‌ها نسبت به دوره پایه بررسی شد و تاریخی که اگر کشت در آن صورت گیرد منجر به بیشترین تبخیر-تعرق واقعی و کمترین تبخیر-تعرق واقعی می‌شود؛ معرفی شده است. محدوده مورد مطالعه، دشت قزوین است (شکل ۱). دشت قزوین در محدوده مرکزی استان قزوین می‌باشد که طبق پهنه‌بندی اقلیمی، خشک و سرد است. از ایستگاه سینوپتیک قزوین به‌منظور دریافت اطلاعات پایه (دما حداقل، دما حداکثر و بارش) از سال ۱۹۹۱ تا پایان سال ۲۰۲۰ میلادی استفاده شد. مشخصات جغرافیایی و ویژگی‌های اقلیمی ایستگاه مذکور در جدول ۱ آورده شده است.

۴۳۷، ۲۷۷، ۱۴۶۷ متر مکعب بر تن برآورد شد. در این مطالعه اثرات تغییرات اقلیمی و کشت در تاریخ‌های مختلف؛ بر میزان ردپای آب سبز رقم پاییزه گندم در دشت قزوین بررسی شد. این بررسی در بازه ۲۱۰۰-۲۰۲۱ و با مقایسه دو منبع اطلاعاتی LARS-WG و DKRZ در تولید داده‌های سالانه تغییر اقلیم و به کارگیری مدل Aquacrop در شبیه‌سازی واکنش گیاه به تغییرات اقلیمی، صورت گرفت.

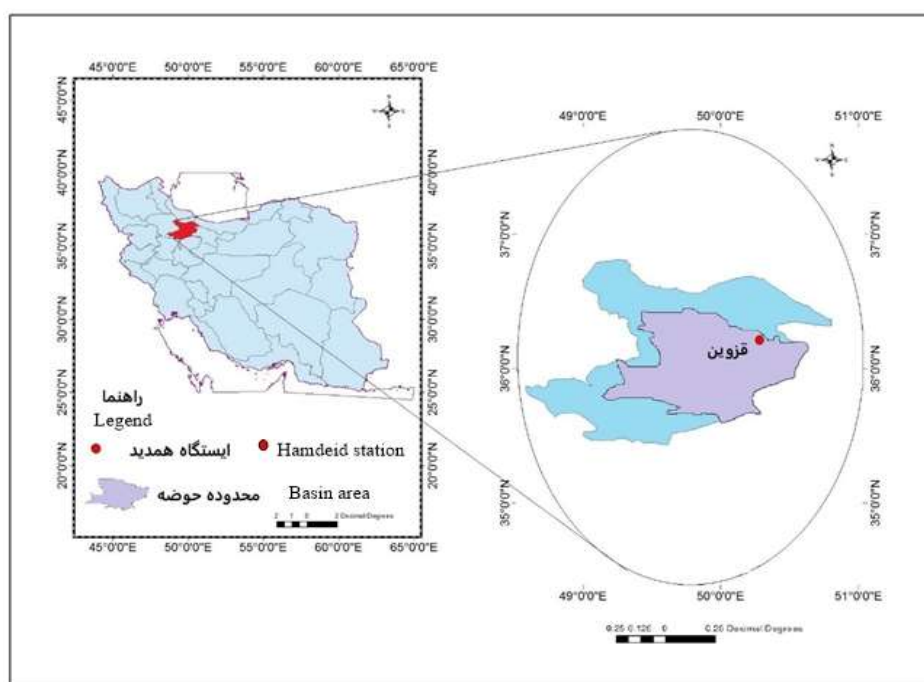
مواد و روش‌ها

در پژوهش حاضر، از داده‌های حاصل از پایگاه اطلاعاتی تحت وب DKRZ و مدل LARS-WG، به‌منظور محاسبه سه متغیر دمای کمینه، دمای بیشینه و بارش، مربوط به ایستگاه همدیدی قزوین و پنج مدل گردش عمومی جو گزارش پنجم IPCC (EC-EARTH، GFDL-CM3، HadGEM2-ES، MIROC5، MPI-ESM-MR) تحت دو سناریو انتشار ۴/۵ و ۸/۵ در دوره‌های آتی (۲۰۲۱-۲۰۴۰،

جدول ۱- مشخصات اقلیمی و جغرافیایی ایستگاه سینوپتیک قزوین

Table 1- Climatic and geographical characteristics of Qazvin synoptic station

استان	عرض	ارتفاع از سطح دریا (متر)	نوع اقلیم
Province	Width (degrees)/length	Height above sea level (meters)	Climate type
قزوین	36,14°N 50,24°E	1297	نیمه خشک
Qazvin			Semi dry



شکل ۱- نقشه محدوده مورد مطالعه و ایستگاه منتخب

Figure 1- Map of the studied area and the selected station

پایگاه‌های مولد داده‌های اقلیمی

در این پژوهش از مدل ریزمقیاس نمایی LARS-WG و پایگاه اطلاعاتی تحت وب DKRZ به منظور تولید داده‌های اقلیمی دما حداقل، دما حداکثر و بارش در دوره‌های آتی (۲۰۲۱-۲۱۰۰) استفاده شد.

LARS-WG

LARS-WG یک مولد تصادفی آب و هوا است که با در نظر گرفتن شرایط اقلیمی حال و آینده اقدام به تولید سری زمانی پارامترهای هواشناسی می‌کند. این ابزار از توزیع نیمه تجربی (Emp) برای طول سری‌های روزانه خشک و تر، بارش روزانه و تابش خورشیدی روزانه استفاده می‌کند.

$$EMP = a_0, a_i, h_i \dots \quad i = 1, 2, 3, \dots, 23 \quad (1)$$

در این رابطه Emp یک هیستوگرام با تعداد فواصل ۲۳ است (در نسخه‌ی سوم تعداد فواصل ۱۰ بوده است) که در آن a به شرح زیر تعریف شده است.

$$[a_{i-1}, a_i) \quad a_{i-1} < a_i \quad (2)$$

و h تعداد رخدادهای مشاهده شده در i امین فاصله است. چنین توزیعی انعطاف‌پذیر است و می‌تواند با تنظیم فواصل، تقریبی از انواع مختلفی از شکل‌ها باشد. فواصل $[a_{i-1}, a_i)$ براساس خواص مورد انتظار از متغیرهای آب و هوا انتخاب می‌شوند. برای تابش خورشیدی، این فواصل به طور مساوی بین مقادیر کمینه و بیشینه داده‌های مشاهداتی ماهانه می‌باشد. حداقل دما، حداکثر دما و تابش خورشیدی مربوط به میانگین پوشش ابر است؛ بنابراین LARS-WG از توزیع جداگانه‌ای برای روزهای تر و خشک برای هر یک از این متغیرها استفاده می‌کند. در ورژن‌های مختلف LARS-WG، گزارش‌های مختلف تغییر اقلیم تحت سناریوهای مختلف انتشار گازهای گلخانه‌ای ارائه شده است. در این پژوهش، جدیدترین ورژن یعنی سری ششم به کار گرفته شده است. در سری ششم مدل LARS-WG گزارش‌های پنجم گردش عمومی جو (GCM) تحت سناریوهای مختلف وجود دارد که توسط کشورهای مختلف ارائه شده‌اند. در این پژوهش از مدل‌های گردش عمومی جو استفاده شده است. سناریوهای مربوط به هر GCM در جدول ۲ آورده شده است.

پایگاه اطلاعاتی تحت وب DKRZ

مرکز محاسبات اقلیمی آلمان (DKRZ: Deutsches Klimarechenzentrum GmbH) یک سرویس بایگانی طولانی مدت را برای مجموعه داده‌های تحقیقاتی بزرگ که مربوط به تحقیقات اقلیم یا سیستم زمین است فراهم می‌کند. این سرویس شامل قابلیت

بایگانی و بازیابی داده‌ها برای بازه‌های زمانی ۱۰ ساله یا بیشتر است. بایگانی طولانی مدت DKRZ (LTA) طبق ضوابط Core Trust Seal (CTS) تأیید شده است و به عنوان مرکز داده جهانی آب و هوا (WDCC) به عنوان عضو منظم سیستم داده جهانی معتبر است. داده‌های دما حداکثر (درجه کلونین)، دما حداقل (درجه کلونین) و بارش (کیلوگرم بر متر مربع در هر ثانیه) برای مدل‌های EC-EARTH، MPI-ESM-MR و MIROC5، HadGEM2-Es، GFDLCM3 در سال‌های آماری ۱۹۹۱-۲۰۲۰ از این پایگاه اطلاعاتی دانلود شد. فایل‌های دانلود شده با فرمت NC هستند که به منظور تبدیل فرمت به TXT در محیط ARCGIS فراخوانی شدند. سپس تبدیل واحدهای لازم برای دما و بارش صورت گرفت تا داده‌های دما بر حسب سانتی گراد و بارش بر حسب میلی‌متر در روز شوند.

جدول ۲- GCM همراه با سناریوهای مربوطه

Table 2- GCM with related scenarios

GCM	Scenario
EC-EARTH	rcp 4/5
	rcp 8/5
GFDL-CM3	rcp 4/5
	rcp 8/5
HadGEM2-ES	rcp 4/5
	rcp 8/5
MIROC5	rcp 4/5
	rcp 8/5
MPI-ESM-MR	rcp 4/5
	rcp 8/5

داده‌های دمای حداکثر (درجه کلونین)، دمای حداقل (درجه کلونین) و بارش (کیلوگرم بر مترمربع در هر ثانیه) برای مدل‌های EC-EARTH، MPI-ESM-MR، MIROC5، HadGEM2-Es، GFDLCM3، و RCP (۴/۵ و ۸/۵) در سال‌های آماری ۲۰۲۱-۲۱۰۰ دانلود شد. فایل‌های دانلود شده با فرمت NC بودند که در محیط ARCGIS فراخوانی شدند و به فایل TXT تبدیل شدند. سپس تبدیل واحدهای لازم برای دما و بارش صورت گرفت تا داده‌های دما بر حسب سانتی‌گراد و بارش بر حسب میلی‌متر در روز شوند.

ایستگاه همدید

داده‌های روزانه دما حداقل (درجه سلسیوس)، دما حداکثر (درجه سلسیوس)، بارش (میلی‌متر در روز) و ساعت آفتابی (تعداد ساعت در طول یک شبانه‌روز) در بازه زمانی سال ۱۹۶۱ تا ۲۰۲۰ از ایستگاه سینوپتیک قزوین اخذ گردید. بر روی داده‌ها ارزیابی صورت گرفت. از آنجایی که دوره ۲۰ ساله برای مراحل بعدی داده‌ها مناسب بود، داده

را آغاز نموده و در مدتی کوتاه هر پنجه تبدیل به ساقه‌ای شده و توسعه می‌یابد. در این تحقیق از کاشت تا تاریخ ۹۸/۰۲/۱۷ (مؤسسه تحقیقات اصلاح و تهیه نهال و بذر، ۱۳۹۵)

۲- مرحله تشکیل سنبله: در نیمه دوم اردیبهشت ماه پس از آنکه ساقه گندم به اندازه کافی رشد کرد، از انتهای فوقانی ساقه از میان غلاف برگ پرچم، ابتدا نوک ریشک‌ها و سپس سنبله ظاهر می‌شود (از ۹۸/۰۲/۱۷ تا ۹۷/۰۲/۳۱)

۳- مرحله گرده‌افشانی: پس از آنکه سنبله از درون غلاف برگ‌ها بیرون آمد، عمل گرده‌افشانی صورت می‌پذیرد که حدود یک هفته طول می‌کشد. درجه حرارت مناسب برای گرده‌افشانی ۲۲ تا ۲۵ درجه سانتی‌گراد است (در این تحقیق از ۹۷/۰۳/۴ تا ۹۸/۰۲/۳۱) (مؤسسه تحقیقات اصلاح و تهیه نهال و بذر، ۱۳۹۵).

۴- مرحله پر شدن دانه: گندم زمستانه به ۱۸۰ تا ۲۵۰ نیاز دارد. دمای مناسب برای پنجه‌زنی گندم بین ۱۵ تا ۲۰ درجه سانتی‌گراد است. آبیاری کردن در زمان متورم شدن ساقه یا تشکیل خوشه از تشکیل گل‌های نازا جلوگیری می‌کند. برای خوشه‌ها آب باید در دسترس باشد تا با جذب آب مرحله خوشه به حداکثر رشد خود برسد. در صورتی که در این مرحله آب در دسترس نباشد، مواد غذایی هم به سختی جذب می‌شود و برخی از خوشه‌ها به سرانجام نمی‌رسند و برخی نیز کوچک‌تر می‌شوند و در نتیجه تعداد دانه در خوشه و در کل بوته کاهش می‌یابد (Kyani, 2017).

عملکرد (Yield)

مقدار کل ماده خشک تولید شده را عملکرد محصول می‌گویند. مقدار این پارامتر به‌طور مستقیم توسط مدل Aquacrop تولید شد اما این مدل به‌منظور محاسبه این پارامتر از رابطه (۳) استفاده کرده است.

$$Y = HI \times Biomass \quad (3)$$

Y در این رابطه همان عملکرد بر حسب (ton/ha)، HI شاخص برداشت برای شکست گرده‌افشانی، فتوسنتز ناکافی و تنش آبی بر حسب (درصد) و Biomass زیست‌توده تجمعی (شامل ریشه و شاخ و برگ) تولید شده بر حسب (ton/ha) است.

ردپای آب سبز (Green water footprint)

آب سبز به حجم آبی اطلاق می‌شود که در مناطق غیراشباع خاک به‌صورت رطوبت خاک ذخیره می‌شود. این منبع آبی در مناطق دیم به صورت مؤثر صرف تعرق گیاهی می‌شود و یا از سطح خاک و آب‌های آزاد به صورت تبخیر از دسترس خارج می‌گردد (Obuobie, 2005). ردپای آب سبز به‌صورت رابطه (۴) تعریف می‌شود.

$$WF_G = \frac{10 \times R}{Y} \quad (4)$$

های دوره ۱۹۹۱ تا ۲۰۲۰ به‌منظور داده‌های پایه انتخاب گردید. به منظور تولید داده‌های تغییر اقلیم در مدل LARS-WG، ابتدا می‌بایست مجموعه‌ای از داده‌های (دما حداقل، دما حداکثر، بارش و ساعت آفتابی) در طول بازه‌ای چند ساله، تحت عنوان داده‌های پایه به نرم‌افزار داده شود. در این پژوهش، داده‌های ایستگاه سینوپتیک قزوین در طول سال های ۱۹۹۱ تا ۲۰۲۰ به‌عنوان داده‌های پایه انتخاب شد. برای معرفی داده‌های پایه به مدل LARS-WG، می‌بایست داده‌ها به‌ترتیب شماره سال، روز ژولوس، دما حداقل (درجه سلسیوس)، دما حداکثر (درجه سلسیوس)، بارش (میلی‌متر در روز) و ساعت آفتابی (تعداد ساعت در طول یک شبانه‌روز) در ستون‌های مجزا مرتب شوند. با فرمت DAT به مدل معرفی شوند. مشخصات ایستگاه موردنظر از جمله، طول جغرافیایی، عرض جغرافیایی و ارتفاع از سطح دریا، با فرمت St نیز آماده شود و به مدل LARS-WG جهت تولید داده‌ها داده شود.

بررسی مقادیر عملکرد گندم پاییزه در شرایط پایه و شرایط

تغییر اقلیم براساس یافته‌های LARS-WG و DKRZ

از میانگین داده‌های ۵ مدل گردش عمومی جو تحت سه متغیر دما حداقل، دما حداکثر و بارش به تفکیک داده‌های LARS-WG و داده‌های پایگاه اطلاعاتی DKRZ و سناریوهای انتشار ۴/۵ و ۸/۵ استفاده شد و به‌منظور تولید پارامترهای عملکرد، بارش، تاریخ برداشت محصول به مدل Aquacrop معرفی شد.

رقم گندم پیشگام

اصلاح رقم جدید گندم پیشگام با شجره (Bkt/90- Zhong87) در سال ۱۳۷۴ با دو رگ‌گیری (با شماره کراس ۱۴۶۵۸-۱) در بخش تحقیقات غلات مؤسسه تحقیقات اصلاح و تهیه نهال و بذر آغاز شد. هدف از دو رگ‌گیری انتقال مقاومت به انواع زنگ‌ها به‌ویژه زنگ زرد و نیز تحمل نسبی به تنش خشکی از رقم زمستانه چینی 90-Zhong 87 به یک رقم تیپ بینابینی و پر محصول ایرانی ولی حساس به زنگ زرد به نام برکت بود. میزان تحمل آن به انجماد بیشتر از اکثر ارقام متداول اقلیم سرد است. این رقم به علت مقاومت به خوابیدگی در شرایط سیستم آبیاری بارانی نسبت به دیگر ارقام ارجعیت دارد (Sadrabadi Haghighi & Sakhavati, 2017). متوسط عملکرد آن در شرایط معمول ۷/۵ تن در هکتار می‌باشد. در این تحقیق مطالعه روی گندم آبی بدون تنش و با آبیاری کامل است.

دوره رشد گندم پیشگام

به‌طور خلاصه، مراحل مختلف رشد گیاه گندم به قرار ذیل می‌باشد:

۱- مرحله ساقه رفتن: با افزایش درجه حرارت گیاه مجدداً رشد خود

۲۱۰۰، به ترتیب برابر ۴۲۶/۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۹/۶۳ متر مکعب بر تن) و ۳۷۸/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۳/۶۷ متر مکعب بر تن) پیش بینی می شود؛ لذا تحت این شرایط، ۷۷۰/۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۳۳۳/۶۸ متر مکعب بر تن) و ۸۱۸/۸ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۳۳۳/۶۸ متر مکعب بر تن) رد پای آب سبز نسبت به دوره پایه، کاهش می یابد. کمترین رد پای آب سبز در دوره های آتی، تحت شرایط اقلیمی حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۴/۵ در دوره ۲۰۸۱-۲۱۰۰ اتفاق می افتد.

میانگین رد پای آب سبز گندم پاییزه در شرایط اقلیمی حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۸/۵، به غیر از دوره ۲۰۴۱-۲۰۶۰ در بقیه دوره ها (۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۸۰-۲۰۶۱ و ۲۱۰۰-۲۰۸۱) کاهش خواهد یافت. مقدار آن در دوره های ۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۸۰-۲۰۶۱ و ۲۰۴۱-۲۰۸۱ به ترتیب دوره های ذکر شده برابر ۷۷۶/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۴۹/۷ متر مکعب بر تن)، ۴۲۵/۸ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۲۰۸/۶ متر مکعب بر تن) و ۳۹۹/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۳۴۷/۶ متر مکعب بر تن) خواهد بود. لذا ۴۲۰/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۲۱/۷ متر مکعب بر تن)، ۷۷۱/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۰۱/۱۵ متر مکعب بر تن) و ۷۹۷/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۷۰/۶۵ متر مکعب بر تن) رد پای آب سبز نسبت به دوره پایه، کاهش می یابد. در دوره ۲۰۶۰-۲۰۴۱ مقدار رد پای آب سبز برابر ۲۴۴۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۲۳۰۰ متر مکعب بر تن) پیش بینی می شود که ۳۰۴۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۴۴۶/۸۵ متر مکعب بر تن) رد پای آب سبز نسبت به دوره پایه، افزایش می یابد.

در شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG تحت سناریو ۴/۵، در دوره های ۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰، ۲۰۸۰-۲۰۶۱ و ۲۱۰۰-۲۰۸۱ میانگین رد پای آب سبز گندم پاییزه نسبت به مقدار آن در دوره پایه افزایش خواهد یافت که افزایش به ترتیب دوره های ذکر شده برابر ۱۶۴۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۳۱ متر مکعب بر تن)، ۱۳۷۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۲۸/۱ متر مکعب بر تن)، ۱۵۳۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۰۳/۹ متر مکعب بر تن) و ۱۷۶۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۲۶/۲ متر مکعب بر تن) خواهد بود. لذا ۴۴۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۱۲/۳۵ متر مکعب بر تن)، ۱۷۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۱۰/۹ متر مکعب بر تن)، ۳۳۹ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۹۸/۸ متر مکعب بر تن) و ۵۶۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۵۹/۹۵ متر مکعب بر تن) رد پای آب سبز نسبت به دوره پایه، افزایش می یابد. بیشترین رد پای آب سبز در دوره های آتی، تحت شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG تحت سناریو ۴/۵ در دوره ۲۰۴۰-۲۰۲۱ اتفاق می افتد.

در شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG تحت سناریو ۸/۵ در دوره های ۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰، ۲۰۸۰-۲۰۶۱ و

که در آن WFG رد پای آب سبز بر حسب (m^3/ton)، R مقدار بارش مؤثر بر حسب (mm) و Y عملکرد محصول بر حسب (ton) می باشد. تاریخ کشت گندم پاییزه ۶ نوامبر (۱۵ آبان) در نظر گرفته شد. اما از آنجایی که تأثیر تاریخ کشت بر میانگین رد پای آب سبز، محصول نیز برای بررسی مدنظر بود، تاریخ های کشت به فاصله ۱۵ و ۳۰ روز جلوتر و عقب تر از تاریخ مورد نظر نیز، جهت بررسی به مدل معرفی شدند. یعنی تاریخ های ۷ اکتبر (۱۵ مهر)، ۲۳ اکتبر (۱ آبان)، ۲۱ نوامبر (۳۰ آبان) و ۶ دسامبر (۱۵ آذر). مقدار متغیر (رد پای آب سبز) محصول (گندم پاییزه) که در شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG و پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو های ۴/۵ و ۸/۵ و در تاریخ های کشت متفاوت، در ۴ دوره آتی (۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰، ۲۰۸۰-۲۰۶۱ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰) پیش بینی شده اند، بررسی شدند. روند تغییرات آن (افزایش یا کاهش) و بیشترین و کمترین این متغیرها در طول این دوره ها، مدل و سناریویی که تحت آن بیشترین و کمترین این متغیرها را گزارش می کند، میانگین اختلاف متغیرها در طول دوره های آتی نسبت به دوره پایه در شرایطی که کشت در تاریخ های متفاوت صورت گیرد، ارزیابی شدند.

نتایج و بحث

این بررسی در بازه ۲۰۲۱ تا ۲۱۰۰ و با مقایسه دو منبع اطلاعاتی LARS-WG و DKRZ در تولید داده های سالانه تغییر اقلیم و به کارگیری مدل Aquacrop در شبیه سازی واکنش گیاه به تغییرات اقلیمی در تاریخ های متفاوت کشت صورت گرفت.

پاییزه- تاریخ کشت ۷ اکتبر (۱۵ مهر)

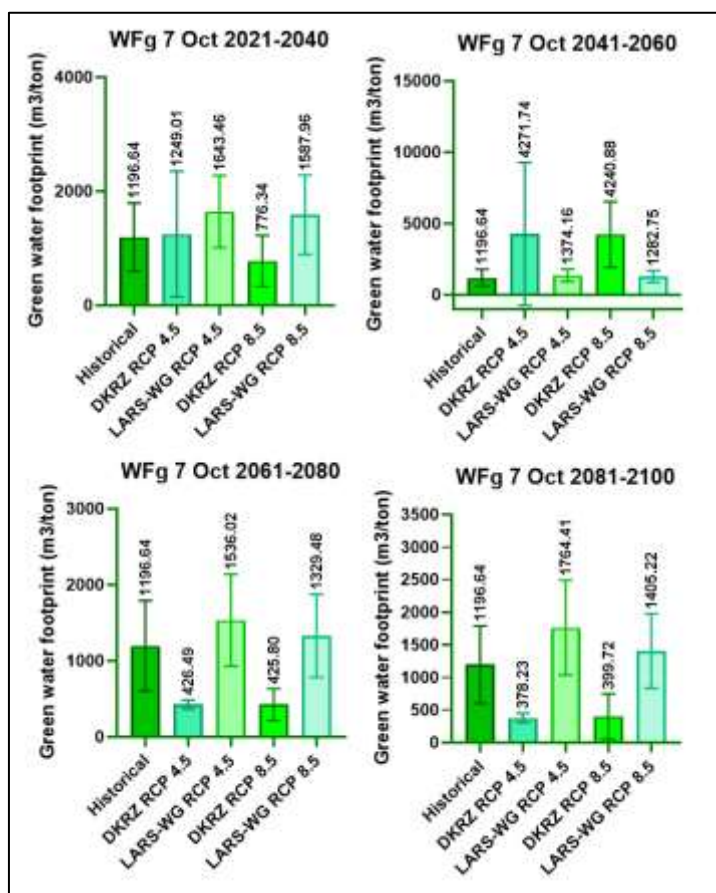
طبق نتایج مدل Aquacrop همانطور که در شکل ۲ و شکل ۳ قابل مشاهده است، میانگین رد پای آب سبز گندم پاییزه در دوره پایه در صورتی که کشت در تاریخ ۱۵ مهر ماه انجام گیرد برابر ۱۱۹۷ متر مکعب بر تن با انحراف معیار ۵۹۳/۷ متر مکعب بر تن گزارش می شود. نتایج رد پای سبز حاصل از شرایط اقلیمی حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۴/۵ نشان می دهد که اگر تاریخ کشت در ۱۵ مهرماه صورت گیرد، در دوره های ۲۰۲۱-۲۰۴۰ و ۲۰۴۱-۲۰۶۰ رد پای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه، افزایش خواهد یافت و میانگین آن به ترتیب دوره های ذکر شده برابر ۱۲۴۹ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۱۰۳ متر مکعب بر تن) و ۴۲۷۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۰۱۸ متر مکعب بر تن) خواهد بود لذا، ۵۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۴۸/۲۵ متر مکعب بر تن) و ۳۰۷۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۲۸۰۵/۸۵ متر مکعب بر تن) نسبت به رد پای آب سبز این محصول در دوره پایه، افزایش رد پای آب سبز پیش بینی می شود (مطابق شکل ۲ و شکل ۳). رد پای آب سبز در دوره های ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-

مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۸۲/۷ متر مکعب بر تن) ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه، افزایش می‌یابد.

ردپای آب سبز گندم پاییزه - تاریخ کشت ۲۳ اکتبر (۱ آبان)

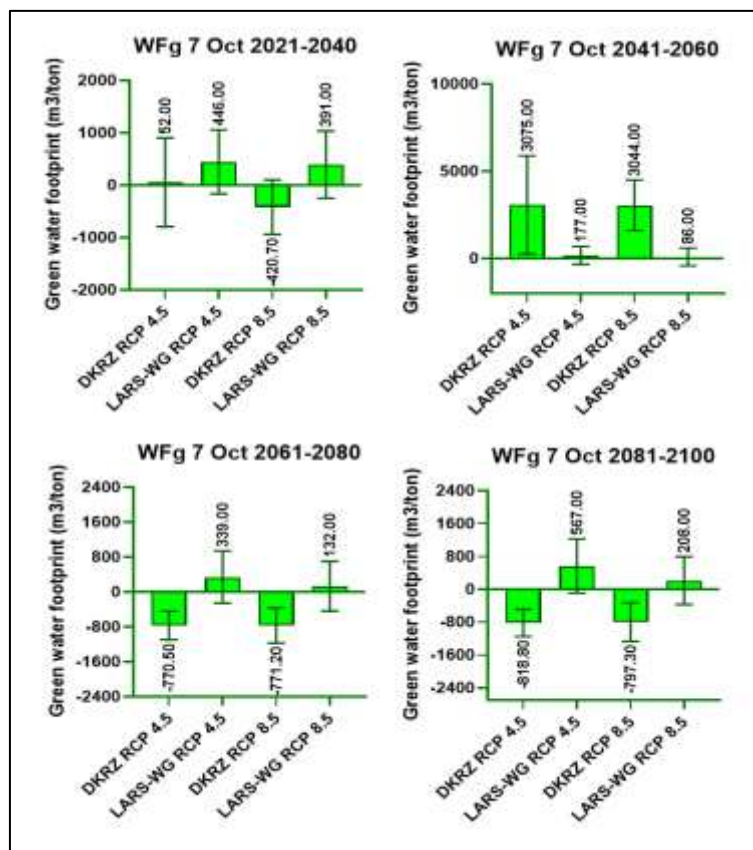
طبق نتایج مدل Aquacrop همانطور که در شکل ۴ و شکل ۵ قابل مشاهده است، میانگین ردپای آب سبز گندم پاییزه در دوره پایه در صورتی که کشت در تاریخ ۱ آبان ماه انجام گیرد برابر ۴۱۷/۳ متر مکعب بر تن با انحراف معیار ۱۱۹/۹ متر مکعب بر تن خواهد بود.

۲۰۸۱-۲۱۰۰ میانگین ردپای آب سبز گندم پاییزه نسبت به مقدار آن در دوره پایه افزایش می‌یابد که به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۱۵۸۸ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۹۴/۷ متر مکعب بر تن)، ۱۲۸۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۱۶/۴ متر مکعب بر تن)، ۱۳۲۹ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۴۷ متر مکعب بر تن) و ۱۴۰۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۷۱/۷ متر مکعب بر تن) خواهد بود. لذا ۳۹۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۴۴/۲ متر مکعب بر تن)، ۸۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۰۵/۰۵ متر مکعب بر تن)، ۱۳۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۷۰/۳۵ متر مکعب بر تن) و ۲۰۸ متر



شکل ۲- ردپای آب سبز گندم پاییزه تحت شرایط اقلیمی دوره پایه و میانگین مدل‌های گردش عمومی جو GCM در سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵، در ۴ بازه زمانی دوره آتی در صورتی که تاریخ کشت ۱۵ مهر ماه در نظر گرفته شود.

Figure 2- The green water footprint of autumn wheat under the climatic conditions of the base period and the average of GCM general circulation models in scenarios 4.5 and 8.5, in the 4 time frames of the future period if the planting date is considered to be 7 October.



شکل ۳- تغییرات متوسط ردپای آب سبز گندم پاییزه دشت قزوین در ۴ بازه زمانی آبی و تحت شرایط اقلیمی سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵ پایگاه اطلاعاتی DKRZ و مدل LARS-WG، نسبت به شرایط اقلیمی پایه؛ در صورتی که تاریخ کشت محصول ۱۵ مهر ماه در نظر گرفته شود.

Figure 3- The average changes in the green water footprint of Qazvin plain autumn wheat in the next 4 time frames and under the climatic conditions of scenarios 4.5 and 8.5 of the DKRZ database and the LARS-WG model, compared to the basic climatic conditions; If the planting date is considered to be 7 October.

۸۹/۸ متر مکعب بر تن) کاهش ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه، گزارش می‌شود. بیشترین ردپای آب سبز در دوره‌های آبی، تحت شرایط اقلیمی حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۴/۵ و در دوره ۲۰۴۱-۲۰۶۰ اتفاق می‌افتد.

ردپای آب سبز حاصل از شرایط اقلیمی پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۸/۵ نشان می‌دهد که در دوره‌های ۲۰۲۱-۲۰۴۰ و ۲۰۴۱-۲۰۶۰ ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه، افزایش خواهد یافت و میانگین آن به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۵۳۲/۹ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۲۳۰ متر مکعب بر تن) و ۵۵۸/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۶۵/۸ متر مکعب بر تن) پیش‌بینی می‌شود. لذا، ۱۱۵/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۷۴/۹۵ متر مکعب بر تن) و ۱۴۱/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۴۲/۸۵ متر مکعب بر تن) ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه افزایش می‌یابد. ردپای آب سبز در دوره‌های ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰ کاهش می‌یابد این مقدار به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۴۹/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۵/۵۷ متر مکعب بر تن) و ۲۶۰/۱ متر مکعب بر تن (با

نتایج ردپای آب سبز حاصل از شرایط اقلیمی پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۴/۵ نشان می‌دهد که اگر تاریخ کشت در ۱ آبان ماه صورت گیرد، در دوره‌های ۲۰۲۱-۲۰۴۰ و ۲۰۴۱-۲۰۶۰ ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه، افزایش خواهد یافت و میانگین آن به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۴۵۳/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۵/۹۵ متر مکعب بر تن) و ۶۲۴/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۳۲۲/۹ متر مکعب بر تن) پیش‌بینی می‌شود. لذا، ردپای آب سبز در این دوره‌ها به ترتیب ۳۵/۸ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۲/۹۲ متر مکعب بر تن) و ۲۰۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۲۲۱/۴ متر مکعب بر تن) نسبت به دوره پایه، افزایش خواهد یافت (مطابق شکل ۴ و ۵). ردپای آب سبز در دوره‌های ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰ کاهش می‌یابد. این مقدار به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۴۱۵/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۸/۵۵ متر مکعب بر تن) و ۳۶۵/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۹/۷ متر مکعب بر تن) پیش‌بینی می‌شود. لذا تحت این شرایط، ۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۹/۲۲ متر مکعب بر تن) و ۵۲/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار

ردپای آب سبز گندم پاییزه- تاریخ کشت ۶ نوامبر (۱۵ آبان)

طبق نتایج مدل Aquacrop همانطور که در شکل ۶ و شکل ۷ نیز قابل مشاهده است، میانگین ردپای آب سبز گندم پاییزه در دوره پایه در صورتی که کشت در تاریخ ۱۵ آبان ماه انجام گیرد برابر ۳۴۳/۸ متر مکعب بر تن با انحراف معیار ۹۵/۱۸ متر مکعب بر تن خواهد بود. در شرایط اقلیمی حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۴/۵، در دوره‌های ۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰، ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰ میانگین ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه افزایش می‌یابد که به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۴۰۴/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۵/۹۳ متر مکعب بر تن)، ۴۰۲/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۶/۳۱ متر مکعب بر تن)، ۴۰۷/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۹/۳۷ متر مکعب بر تن) و ۳۵۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۰/۳ متر مکعب بر تن) خواهد بود. لذا ۶۰/۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۰/۵۵ متر مکعب بر تن)، ۵۸/۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۰/۷۴ متر مکعب بر تن)، ۶۳/۹ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۷/۲۷ متر مکعب بر تن) و ۹/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۷/۶ متر مکعب بر تن) ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه افزایش خواهد داشت (مطابق شکل ۶ و ۷). بیشترین ردپای آب سبز در دوره‌های آتی، تحت شرایط اقلیمی حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۴/۵ و در دوره ۲۰۸۰-۲۰۶۱ اتفاق می‌افتد.

ردپای سبز حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۸/۵ نشان می‌دهد که در دوره‌های ۲۰۲۱-۲۰۴۰ و ۲۰۴۱-۲۰۶۰ ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه، افزایش می‌یابد و میانگین آن به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۸۵/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۸/۷۴ متر مکعب بر تن) و ۳۸۳/۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۱ متر مکعب بر تن) خواهد شد. لذا، ۴۱/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۱/۹۶ متر مکعب بر تن) و ۳۹/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۳/۰۹ متر مکعب بر تن) ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه افزایش خواهد داشت. ردپای آب سبز در دوره‌های ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰ کاهش می‌یابد. این مقدار به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۴۱/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۴/۸۷ متر مکعب بر تن) و ۲۵۵/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۸/۵۴ متر مکعب بر تن) پیش‌بینی می‌شود. لذا تحت این شرایط، ۲/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۵/۰۲ متر مکعب بر تن) و ۸۸/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۶/۸۶ متر مکعب بر تن) ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه کاهش خواهد داشت. کمترین ردپای آب سبز در دوره‌های آتی، تحت شرایط اقلیمی حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۸/۵ و در دوره ۲۰۸۱-۲۱۰۰ اتفاق می‌افتد.

انحراف معیار ۵۸/۴ متر مکعب بر تن) پیش‌بینی می‌شود. لذا تحت این شرایط، ۶۷/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۷/۷۳ متر مکعب بر تن) و ۱۵۷/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۹/۱۵ متر مکعب بر تن) ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه کاهش خواهد یافت. کمترین ردپای آب سبز در دوره‌های آتی، تحت شرایط اقلیمی حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۸/۵ و در دوره ۲۰۸۱-۲۱۰۰ اتفاق می‌افتد.

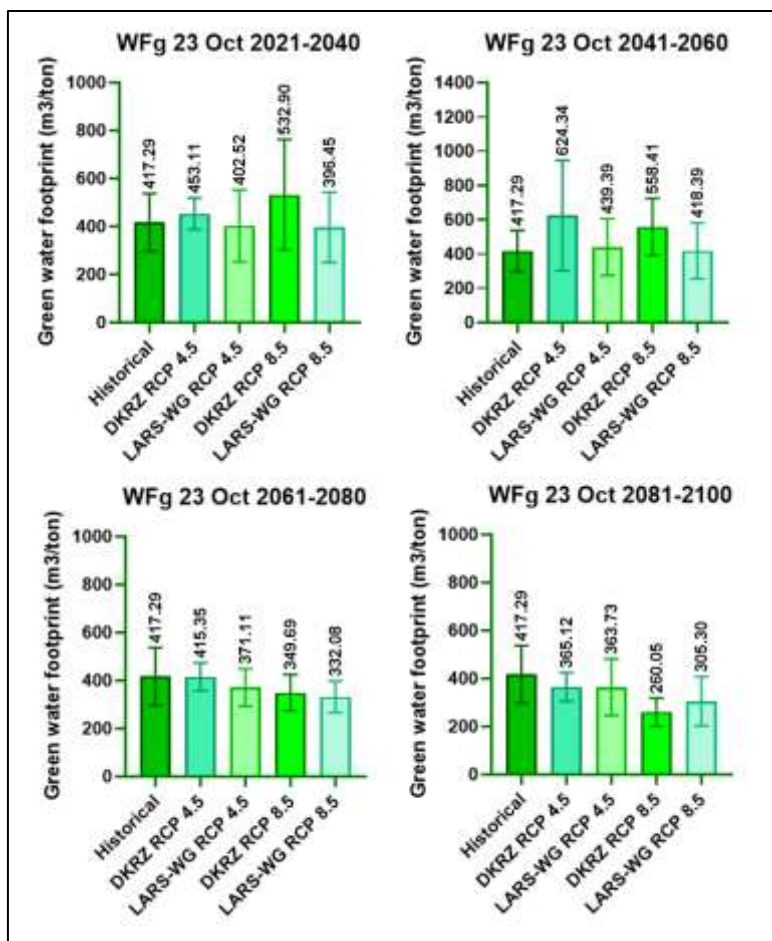
ردپای آب سبز گندم پاییزه نسبت به دوره پایه طبق نتایج حاصل از مدل ریزمقیاس نمایی LARS-WG تحت سناریو ۴/۵، به غیر از دوره ۲۰۴۱-۲۰۶۰ در بقیه دوره‌ها (۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰) کاهش خواهد یافت. مقدار آن در دوره‌های ۲۰۴۰-۲۰۲۱، ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰ به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۴۰۲/۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۴۹/۷ متر مکعب بر تن)، ۳۷۱/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۷/۷۹ متر مکعب بر تن) و ۳۶۳/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۱۷/۲ متر مکعب بر تن) خواهد بود. لذا ۱۴/۸ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۳۴/۸ متر مکعب بر تن)، ۴۶/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۸/۸۴ متر مکعب بر تن) و ۵۳/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۱۸/۵۵ متر مکعب بر تن) ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه کاهش پیدا می‌کند. در دوره ۲۰۴۱-۲۰۶۰ مقدار آن برابر ۴۳۹/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۶۵/۱ متر مکعب بر تن) است که ۲۲/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۴۲/۵ متر مکعب بر تن) نسبت به ردپای آب سبز در دوره پایه افزایش مصرف آب پیش‌بینی می‌شود.

ردپای آب سبز گندم پاییزه نسبت به دوره پایه در شرایط اقلیمی حاصل از مدل ریزمقیاس نمایی LARS-WG تحت سناریو ۸/۵، به غیر از دوره ۲۰۴۱-۲۰۸۰ در بقیه دوره‌ها (۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰) کاهش خواهد یافت. مقدار آن در دوره‌های ۲۰۴۰-۲۰۲۱، ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰ به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۹۶/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۴۶/۴ متر مکعب بر تن)، ۳۳۲/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۵/۸۵ متر مکعب بر تن) و ۳۰۵/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۰۲/۶ متر مکعب بر تن) خواهد بود. لذا ۲۰/۹ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۳۳/۱۵ متر مکعب بر تن)، ۸۵/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۲/۸۷ متر مکعب بر تن) و ۱۱۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۱۱/۲۵ متر مکعب بر تن) نسبت به ردپای آب سبز این محصول در دوره پایه کاهش مصرف آب خواهیم داشت. در دوره ۲۰۴۱-۲۰۶۰ مقدار آن برابر ۴۱۸/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۶۳/۴ متر مکعب بر تن) است که ۱/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۴۱/۶۵ متر مکعب بر تن) افزایش ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه گزارش می‌شود.

Sw

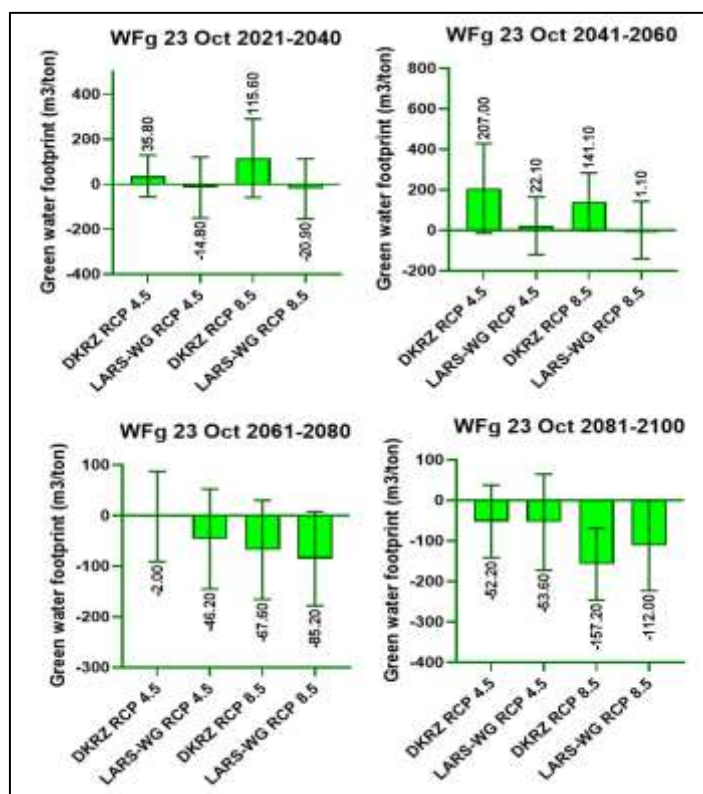
مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۲/۵۴ متر مکعب بر تن) خواهد بود. این کاهش نسبت به دوره پایه به ترتیب دوره‌های ذکر شده، برابر ۱۰/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۷/۹۴ متر مکعب بر تن)، ۲۰/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۷/۵۹ متر مکعب بر تن)، ۳۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۸/۲۲ متر مکعب بر تن) و ۳۲/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۳/۸۶ متر مکعب بر تن) گزارش می‌شود.

در شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG تحت سناریو ۴/۵، در هر ۴ دوره آتی (۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰، ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰) مقادیر ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه کاهش می‌یابد. مقدار ردپای آب سبز به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۳۳/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۰/۷۱ متر مکعب بر تن)، ۳۳۳/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۱۰۰ متر مکعب بر تن)، ۳۰۸/۸ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۱/۲۷ متر مکعب بر تن) و ۳۱۱/۱ متر



شکل ۴- ردپای آب سبز گندم پاییزه تحت شرایط اقلیمی دوره پایه و میانگین مدل‌های گردش عمومی جو GCM در سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵، در بازه زمانی دوره آتی در صورتی که تاریخ کشت ۱ آبان ماه در نظر گرفته شود.

Figure 4- The green water footprint of autumn wheat under the climatic conditions of the base period and the average of GCM atmospheric general circulation models in scenarios 4.5 and 8.5 in the 4 time frames of the future period, if the planting date of 23 October is considered.



شکل ۵. تغییرات متوسط ردپای آب سبز گندم پاییزه دشت قزوین در ۴ بازه زمانی آبی و تحت شرایط اقلیمی سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵ پایگاه اطلاعاتی DKRZ و مدل LARS-WG، نسبت به شرایط اقلیمی پایه؛ در صورتی که تاریخ کشت محصول ۱ آبان ماه در نظر گرفته شود.

Figure 5- The average changes in the green water footprint of Qazvin plain autumn wheat in the next 4 time periods and under the climatic conditions of scenarios 4.5 and 8.5 of the DKRZ database and the LARS-WG model, compared to the basic climatic conditions; If the planting date of the crop is considered to be 23 October.

ردپای آب سبز گندم پاییزه- تاریخ کشت ۲۱ نوامبر (۳۰ آبان)

طبق نتایج مدل Aquacrop همانطور که در شکل ۸ و شکل ۹ قابل مشاهده است، میانگین ردپای آب سبز گندم پاییزه در دوره پایه در صورتی که کشت در تاریخ ۳۰ آبان ماه انجام گیرد برابر ۳۲۹/۸ متر مکعب بر تن با انحراف معیار ۹۳/۶۳ متر مکعب بر تن است.

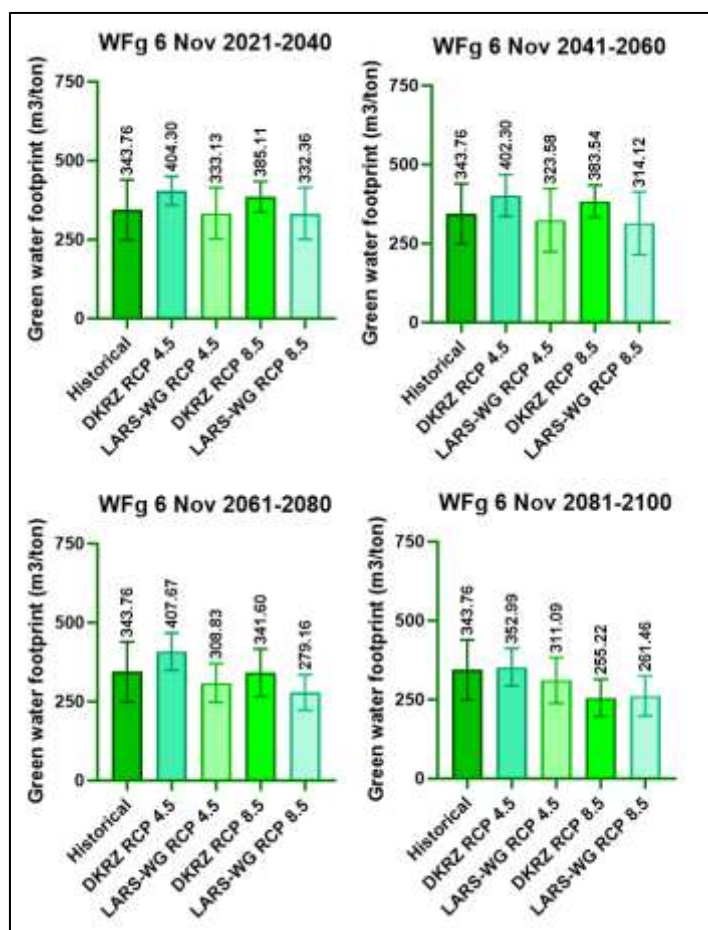
در شرایط اقلیمی متوسط مدل‌های گردش عمومی جو حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۴/۵، در دوره‌های ۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰، ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰ میانگین ردپای آب سبز گندم پاییزه نسبت به مقدار آن در دوره پایه افزایش می‌یابد که به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۸۱/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۲/۲۷ متر مکعب بر تن)، ۳۸۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۶/۴۹ متر مکعب بر تن)، ۳۹۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۴/۳۷ متر مکعب بر تن) و ۳۳۹/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۶/۷۳ متر مکعب بر تن) گزارش می‌شود. لذا ۵۱/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۷/۹۵ متر مکعب بر تن)، ۵۳/۲ متر مکعب بر تن (با

در شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG تحت سناریو ۴/۵، در هر ۴ دوره آبی (۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰، ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰) مقادیر ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه کاهش می‌یابد. مقدار ردپای آب سبز به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۳۲/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۱/۶۶ متر مکعب بر تن)، ۳۱۴/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۹/۵۱ متر مکعب بر تن)، ۲۷۹/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۶/۲۹ متر مکعب بر تن) و ۲۶۱/۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۳/۲۹ متر مکعب بر تن) خواهد بود و ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه به ترتیب دوره‌های ذکر شده، ۱۱/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۸/۴۲ متر مکعب بر تن)، ۲۹/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۷/۳۴ متر مکعب بر تن)، ۶۴/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۵/۷۳ متر مکعب بر تن) و ۸۲/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۹/۲۳ متر مکعب بر تن) کاهش خواهد یافت.

مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۸/۸۷ متر مکعب بر تن) و ۳۷/۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۰/۱۵ متر مکعب بر تن) ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه، افزایش خواهد داشت. این مقدار در دوره‌های ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰ کاهش می‌یابد. این مقدار به‌ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۲۹/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۵/۵۸ متر مکعب بر تن) و ۲۴۸ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۸/۲۸ متر مکعب بر تن) پیش‌بینی می‌شود. لذا تحت این شرایط، ۰/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۴/۶ متر مکعب بر تن) و ۸۱/۸ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۵/۹۵ متر مکعب بر تن) نسبت به ردپای آب سبز این محصول در دوره پایه، کاهش ردپای آب سبز رخ خواهد داد.

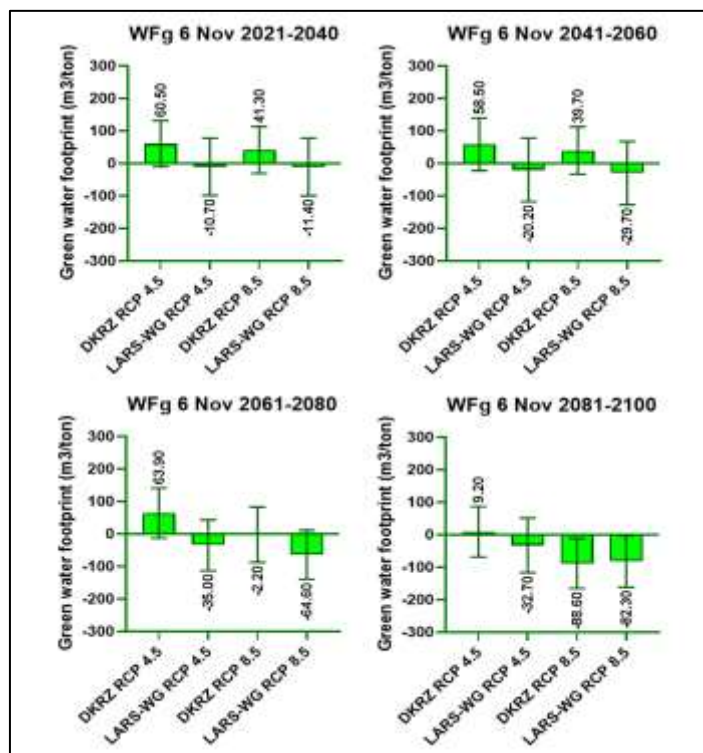
انحراف معیار ۸۰/۰۶ متر مکعب بر تن)، ۶۴/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۴ متر مکعب بر تن) و ۹/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۵/۱۸ متر مکعب بر تن) ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه افزایش خواهد داشت (مطابق شکل ۸ و ۹). بیشترین ردپای آب سبز در دوره‌های آتی، تحت شرایط اقلیمی حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۸/۵ و در دوره ۲۰۶۱-۲۰۸۰ اتفاق می‌افتد.

ردپای سبز حاصل از شرایط اقلیمی پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۸/۵ نشان می‌دهد که در دوره‌های ۲۰۴۰-۲۰۶۰ و ۲۰۶۱-۲۰۸۰ ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه، افزایش خواهد یافت و میانگین آن به‌ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۶۸/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۴/۱۲ متر مکعب بر تن) و ۳۶۷/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۶/۶۸ متر مکعب بر تن) است. لذا، ۳۸/۳ متر



شکل ۶- ردپای آب سبز گندم پاییزه تحت شرایط اقلیمی دوره پایه و میانگین مدل‌های گردش عمومی جو GCM در سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵، در ۴ بازه زمانی دوره آتی در صورتی که تاریخ کشت ۱۵ آبان ماه در نظر گرفته شود.

Figure 6- The green water footprint of autumn wheat under the climatic conditions of the base period and the average of GCM general circulation models in scenarios 4.5 and 8.5, in the 4 time frames of the future period if the planting date of November 6 is considered.



شکل ۷- تغییرات متوسط ردپای آب سبز گندم پاییزه دشت قزوین در ۴ بازه زمانی آبی و تحت شرایط اقلیمی سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵ پایگاه اطلاعاتی DKRZ و مدل LARS-WG، نسبت به شرایط اقلیمی پایه؛ در صورتی که تاریخ کشت محصول ۱۵ آبان ماه در نظر گرفته شود.

Figure 7- The average changes in the green water footprint of Qazvin plain autumn wheat in the next 4 time periods and under the climatic conditions of the 4.5 and 8.5 scenarios of the DKRZ database and the LARS-WG model, compared to the basic climatic conditions; If the date of crop cultivation is considered to be 6th of November.

مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۹/۶۹ متر مکعب بر تن)، ۲۹۱/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۶/۳۶ متر مکعب بر تن)، ۲۷۰/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۵/۸۵ متر مکعب بر تن) و ۲۴۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۴/۱۳ متر مکعب بر تن) خواهد بود و مقدار این متغیر در دوره‌های آبی به‌ترتیب، ۲۴/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۶/۶۶ متر مکعب بر تن)، ۳۸/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۴/۹۹ متر مکعب بر تن)، ۵۹/۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۴/۷۴ متر مکعب بر تن) و ۸۶/۸ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۳/۸۸ متر مکعب بر تن) نسبت به ردپای آب سبز در دوره پایه کاهش می‌یابد. کمترین ردپای آب سبز در دوره‌های آبی، تحت شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG تحت سناریو ۸/۵ و در دوره ۲۰۸۱-۲۱۰۰ اتفاق می‌افتد.

ردپای آب سبز گندم پاییزه- تاریخ کشت ۶ دسامبر (۱۵ آذر) طبق نتایج مدل Aquacrop همانطور که در شکل ۱۰ و شکل ۱۱ قابل مشاهده است، میانگین ردپای آب سبز گندم پاییزه در دوره پایه در صورتی که کشت در تاریخ ۱۵ آذر ماه انجام گیرد، برابر ۳۱۲/۶ متر

در شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG تحت سناریو ۴/۵، در هر ۴ دوره آبی (۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰، ۲۰۸۱-۲۰۹۰ و ۲۰۹۱-۲۰۹۰) مقادیر ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه کاهش می‌یابد. مقدار ردپای آب سبز به‌ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۰۸/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۹/۰۱ متر مکعب بر تن)، ۳۰۲/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۷/۹۴ متر مکعب بر تن)، ۳۰۰/۸ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۱/۲۶ متر مکعب بر تن) و ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه به‌ترتیب، ۲۹۱/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۳/۲۶ متر مکعب بر تن) خواهد بود و مقدار این متغیر در دوره‌های آبی به‌ترتیب، ۲۱/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۶/۳۲ متر مکعب بر تن)، ۲۷/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۵/۷۸ متر مکعب بر تن)، ۲۹ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۷/۴۴ متر مکعب بر تن) و ۳۸/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۸/۴۴ متر مکعب بر تن) کاهش خواهد داشت.

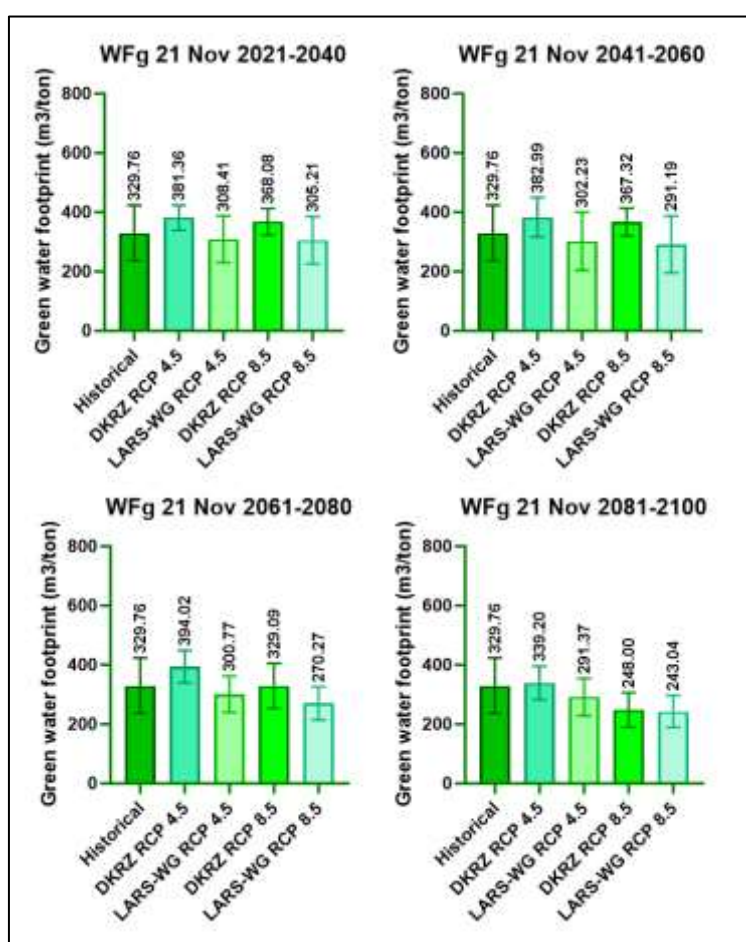
در شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG تحت سناریو ۸/۵، در هر ۴ دوره آبی (۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰، ۲۰۸۱-۲۰۹۰ و ۲۰۹۱-۲۰۹۰) مقادیر ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه کاهش می‌یابد. مقدار ردپای آب سبز به‌ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۰۵/۲ متر

تن)، ۶۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۹/۴۳ متر مکعب بر تن) و ۱۱/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۱/۶۹ متر مکعب بر تن) رد پای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه افزایش خواهد داشت (مطابق شکل ۱۰ و ۱۱).

در شرایط اقلیمی حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۸/۵، در سه دوره ۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰ و ۲۰۶۱-۲۰۸۰ مقدار رد پای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه افزایش خواهد یافت که مقدار آن به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۵۱/۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۳۹/۴۷ متر مکعب بر تن)، ۳۵۴/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۳/۱۲ متر مکعب بر تن) و ۳۱۴/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۲/۹۲ متر مکعب بر تن) خواهد بود.

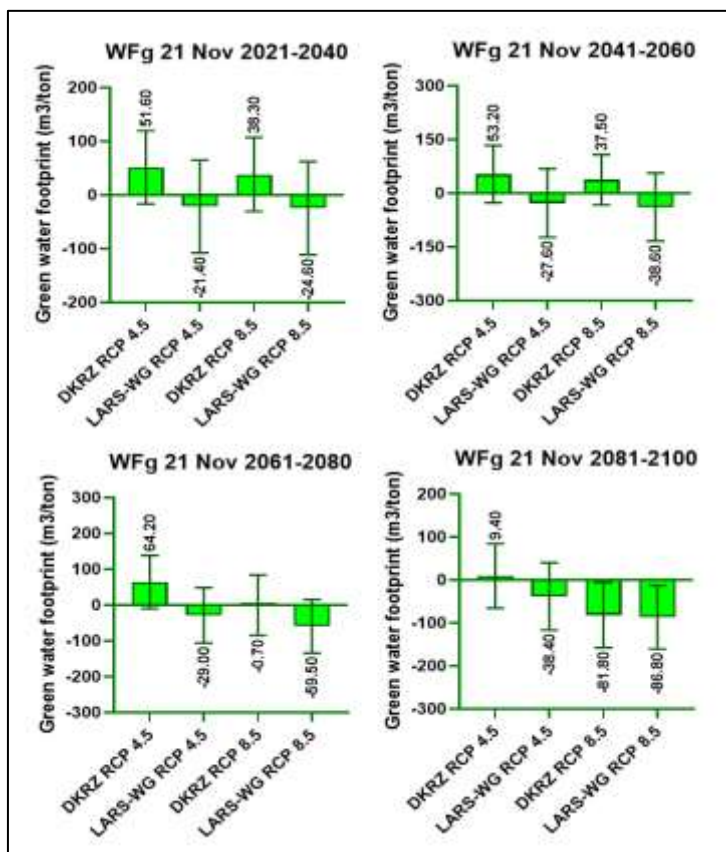
مکعب بر تن با انحراف معیار ۹۳/۷۹ متر مکعب بر تن است.

در شرایط اقلیمی حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۴/۵، در دوره‌های ۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰، ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰ میانگین رد پای آب سبز گندم پاییزه نسبت به مقدار آن در دوره پایه افزایش می‌یابد که به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۳۶۱/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۲/۵۴ متر مکعب بر تن)، ۳۶۸/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۵/۰۱ متر مکعب بر تن)، ۳۷۹/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۳/۰۷ متر مکعب بر تن) و ۳۲۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۴۹/۶ متر مکعب بر تن) گزارش می‌شود. لذا ۴۸/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۸/۱۶ متر مکعب بر تن)، ۵۵/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۹/۴ متر مکعب بر تن) و ۷۹/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۳/۷۹ متر مکعب بر تن) است.



شکل ۸- رد پای آب سبز گندم پاییزه تحت شرایط اقلیمی دوره پایه و میانگین مدل‌های گردش عمومی جو GCM در سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵، در بازه زمانی دوره آبی در صورتی که تاریخ کشت ۳۰ آبان ماه در نظر گرفته شود.

Figure 8- Green water footprint of autumn wheat under the climatic conditions of the base period and the average of GCM general circulation models in scenarios 4.5 and 8.5, in the 4 time frames of the future period if the sowing date is considered to be 21 November.



شکل ۹. تغییرات متوسط ردپای آب سبز گندم پاییزه دشت قزوین در ۴ بازه زمانی آبی و تحت شرایط اقلیمی سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵ پایگاه اطلاعاتی DKRZ و مدل LARS-WG، نسبت به شرایط اقلیمی پایه؛ در صورتی که تاریخ کشت محصول ۳۰ آبان ماه در نظر گرفته شود.

Figure 9- The average changes in the green water footprint of Qazvin plain autumn wheat in the next 4 time periods and under the climatic conditions of scenarios 4.5 and 8.5 of the DKRZ database and the LARS-WG model, compared to the basic climatic conditions; If the date of crop cultivation is considered to be 21 November.

مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۱/۸۲ متر مکعب بر تن)، ۲۸۷/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۲/۶۴ متر مکعب بر تن) و ۲۷۹/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۱/۳۱ متر مکعب بر تن) خواهد بود و مقدار این متغیر در دوره‌های آبی به ترتیب، ۲۱/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۳/۳۱ متر مکعب بر تن)، ۳۲/۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۲/۸ متر مکعب بر تن)، ۲۵/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۸/۲۱ متر مکعب بر تن) و ۳۳/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۷/۵۵ متر مکعب بر تن) نسبت به ردپای آب سبز در دوره پایه کاهش خواهد داشت.

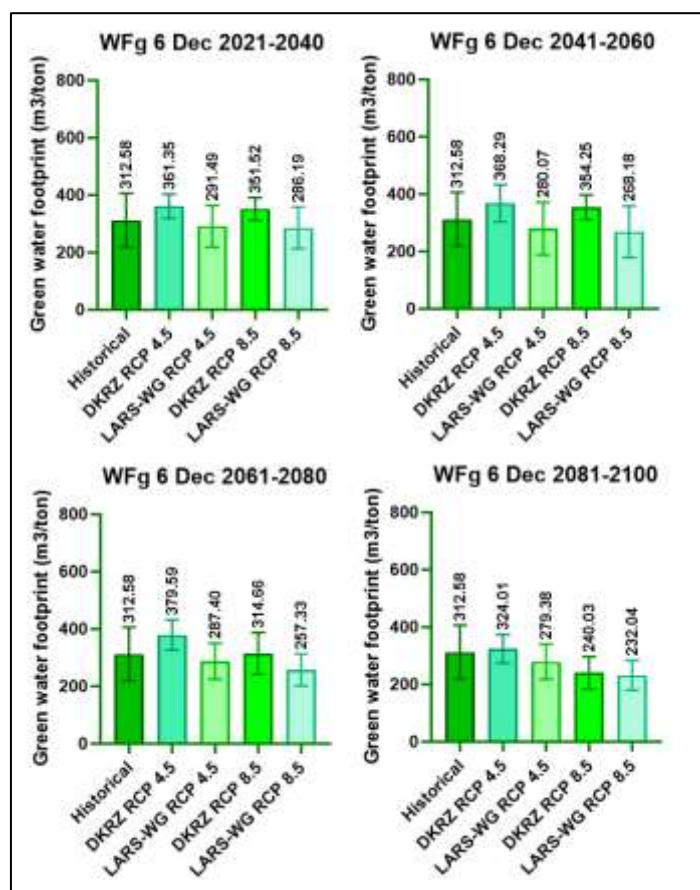
در شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG تحت سناریو ۸/۵ در هر ۴ دوره آبی (۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰، ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰) مقادیر ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه کاهش می‌یابد. مقدار ردپای آب سبز به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۲۸۶/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۲/۵۸ متر مکعب بر تن)، ۲۶۸/۲ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۹/۸۸ متر مکعب بر تن)، ۲۵۷/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۵/۹۵ متر مکعب بر تن) و ۲۳۲ متر

لذا ۳۸/۹ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۶/۶۳ متر مکعب بر تن)، ۴۱/۷ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۶۸/۴۵ متر مکعب بر تن) و ۲/۱ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۳/۳۵ متر مکعب بر تن) نسبت به دوره پایه افزایش ردپای آب سبز پیش‌بینی می‌شود. در دوره ۲۰۸۱-۲۱۰۰ مقدار ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه کاهش خواهد یافت که مقدار آن برابر ۲۴۰ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۶/۸۹ متر مکعب بر تن) خواهد بود، لذا ۷۲/۶ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۵/۳۴ متر مکعب بر تن) نسبت به دوره پایه کاهش ردپای آب سبز گزارش می‌شود. بیشترین ردپای آب سبز در دوره‌های آبی، تحت شرایط اقلیمی حاصل از پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریو ۸/۵ و در دوره ۲۰۶۱-۲۰۸۰ اتفاق می‌افتد.

در شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG تحت سناریو ۴/۵ در هر ۴ دوره آبی (۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰، ۲۰۶۱-۲۰۸۰ و ۲۰۸۱-۲۱۰۰) مقادیر ردپای آب سبز نسبت به دوره پایه کاهش می‌یابد. مقدار ردپای آب سبز به ترتیب دوره‌های ذکر شده برابر ۲۹۱/۵ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۲/۸۴ متر مکعب بر تن)، ۲۸۰/۱ متر

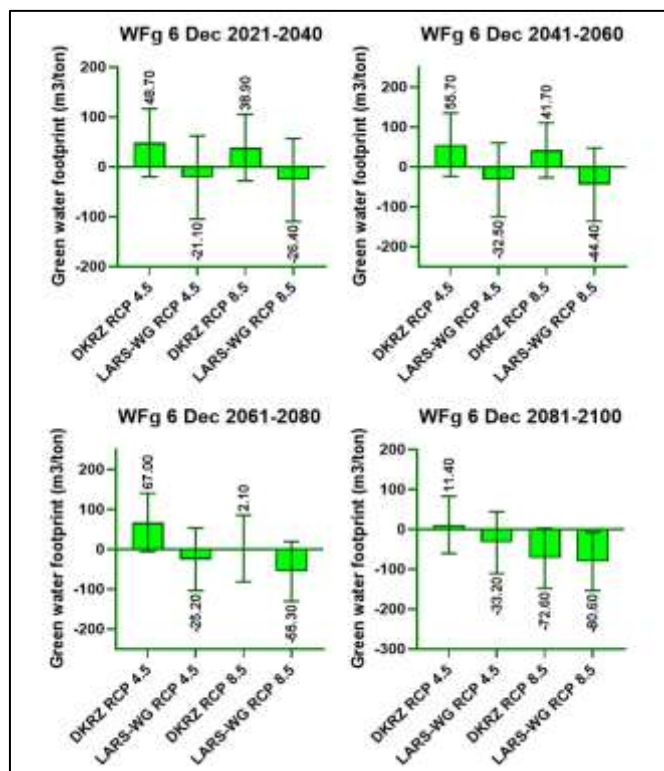
انحراف معیار ۷۳/۰۴ متر مکعب بر تن) نسبت به ردپای آب سبز در دوره پایه کاهش می‌یابد. کمترین ردپای آب سبز در دوره‌های آتی، تحت شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG تحت سناریو ۸/۵ و در دوره ۲۰۸۱-۲۱۰۰ اتفاق می‌افتد.

مکعب بر تن (با انحراف معیار ۵۲/۳ متر مکعب بر تن) خواهد بود و مقدار این متغیر در دوره‌های آتی به ترتیب، ۲۶/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۸۳/۱۸ متر مکعب بر تن)، ۴۴/۴ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۹۱/۸۳ متر مکعب بر تن)، ۵۵/۳ متر مکعب بر تن (با انحراف معیار ۷۴/۸۷ متر مکعب بر تن) و ۸۰/۶ متر مکعب بر تن (با



شکل ۱۰- ردپای آب سبز گندم پاییزه تحت شرایط اقلیمی دوره پایه و میانگین مدل‌های گردش عمومی جو GCM در سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵، در ۴ بازه زمانی دوره آتی در صورتی که تاریخ کشت ۱۵ آذر ماه در نظر گرفته شود.

Figure 10- The green water footprint of autumn wheat under the climatic conditions of the base period and the average of GCM atmospheric general circulation models in scenarios 4.5 and 8.5, in the 4 time frames of the future period if the sowing date is considered to be 6 December.



شکل ۱۱- تغییرات متوسط ردپای آب سبز گندم پاییزه دشت قزوین در ۴ بازه زمانی آتی و تحت شرایط اقلیمی سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵ پایگاه اطلاعاتی DKRZ و مدل LARS-WG، نسبت به شرایط اقلیمی پایه؛ در صورتی که تاریخ کشت محصول ۱۵ آذر ماه در نظر گرفته شود.

Figure 11- The average changes in the green water footprint of Qazvin plain autumn wheat in the next 4 time periods and under the climatic conditions of the 4.5 and 8.5 scenarios of the DKRZ database and the LARS-WG model, compared to the basic climatic conditions; If the planting date of the crop is considered to be 6 December.

نتیجه گیری

پیش‌بینی می‌شود. کم‌ترین ردپای آب سبز نیز برای دوره ۲۰۸۱-۲۱۰۰ تحت شرایط اقلیمی حاصل از مدل LARS-WG در سناریو ۸/۵ در صورتی که تاریخ کشت ۱۵ آذر ماه انجام شود، گزارش می‌شود که مقدار آن برابر ۲۳۲ تن بر هکتار با انحراف معیار ۵۲/۳ تن بر هکتار است. با بررسی ردپای آب سبز تاریخ‌های مختلف، مناسب‌ترین تاریخ کشت به منظور کاهش ردپای آب سبز در دوره‌های ۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۶۰-۲۰۸۰، ۲۰۸۱-۲۱۰۰ و ۲۰۶۱-۲۰۸۰ تاریخ ۱۵ آذر (۶ دسامبر)، تاریخ ۱۵ آذر (۶ دسامبر)، ۱ آبان (۲۳ اکتبر) و ۱ آبان (۲۳ اکتبر) می‌باشند. بنابراین کاشت زودتر گندم در منطقه می‌تواند به بهبود ردپای آب سبز گندم کمک نماید.

نتایج حاصل از این بررسی نشان داد مطابق با شرایط اقلیمی مدل LARS-WG و پایگاه اطلاعاتی DKRZ تحت سناریوهای ۴/۵ و ۸/۵، در هر ۴ دوره آبی میانگین ردپای آب سبز نسبت به مقدار آن در دوره پایه کاهش خواهد داشت. بیشترین مقدار ردپای آب سبز در تمام این دوره‌ها و مدل‌ها برای دوره ۲۰۴۱-۲۰۶۰ تحت شرایط اقلیمی پایگاه اطلاعاتی DKRZ در سناریو ۴/۵ در صورتی که تاریخ کشت ۱۵ مهرماه انجام شود، تخمین زده می‌شود که مقدار مصرف آب در آن برابر ۴۲۷۲ متر مکعب بر تن با انحراف معیار ۵۰۱۸ متر مکعب بر تن

References

1. Ababaei, B., & Ramezani Etedali, H. (2014). Estimation of water footprint components of Iran's wheat production: Comparison of global and national scale estimates. *Environmental Processes*. <https://doi.org/10.1007/s40710-014-0017-7>
2. Ababaei, B., & Ramezani Etedali, H. (2017). Water footprint assessment of main cereals in Iran. *Agricultural Water Management*. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.07.016>
3. Ajamzadeh, A., & Mollaeinia, M.R. (2016). Assessment of impact of climate change on Firoozabad river runoff with downscaling of atmospheric circulation models output by SDSM and LARS-WG softwares. *Journal Iran-Water Resources Research*, 109-95(1), 12. (In Persian with English abstract)

4. Aligholnia, T., Sheibany, H., Mohamadi, O., & Hesam, M. (2019). Comparison and evaluation of blue, green and gray water footprint of wheat in different climates of Iran. *Iran-Water Resources Research*, 15(3), 234-245. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/20.1001.1.17352347.1398.15.3.18.9>
5. Bocchiola, D., Nana, E., & Soncini, A. (2013). Impact of climate change scenarios on crop yield and water footprint of maize in the Po valley of Italy. *Agricultural Water Management*, 116, 50-61. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.10.009>
6. Ene, A.S., Teodosiu, C., Robu, B., & Volf, I. (2013). Water footprint assessment in the winemaking industry: A case study of office paper. *Cleaner Production*, 24, 30-35. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.051>
7. Govere, S., Nyamangara, J., & Nyakatawa, E.Z. (2020). Climate change signals in the historical water footprint of wheat production in Zimbabwe. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140473>
8. Ghorbani, Kh., Aligholnia, T.H., Rezaie, H., & Ghorbani Nasrabad, G. (2020). Evaluation and simulation of agricultural crops water footprint in different climates of Iran considering climate change scenarios. *Iran-Water Resources Research*, 16(3), 80-61. (In Persian with English abstract)
9. Golabi, M.R., Radmanesh, F., Akhoond-Ali, A.M., & Niksokhan, M.N. (2019). Choosing a suitable area for wheat production through the concept of water footprint and social decision-making methods (case study: Esfahan province). *Iranian Journal ECO Hydrology*. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22059/IJE.2019.284889.1156>
10. Hajjarpour, A., Yousefi, M., & Kamkar, B. (2014). Precision test of simulators LARS-WG, weather Man and CLIMGE Ninthree different climatessimulated (Gorgan, Gonbad and Mashhad). *Geography Development*, 35(59), 201-16. (In Persian with English abstract)
11. Hashemi, M.Z., Asaad, Y.SH., & Bruce, W.M. (2011). Comparison of SDSM and LARS-WG for simulation and downscaling of extreme precipitation events in a Watershed. *Journal Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 25(4), 475-84.
12. Hoekstra, A.Y., & Chapagain, A.K. (2007). Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management*, 21, 35-48. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5591-1_3
13. Kashyap, D., & Agarwal, T. (2020). Temporal trends of climatic variables and water footprint of rice and wheat production in Punjab, India from 1986 to 2017. *Journal of Water and Climate Change*. <https://doi.org/10.2166/wcc.2020.093>
14. Kyani, A. (2017). "Using saline water for wheat irrigation. Publication of Agricultural Engineering and Technical Research Institute - Office of the National Television Network of Agriculture and Knowledge Management, first edition. (In Persian)
15. Morillo, J.G., Díaz, J.A., Camacho, E., & Montesinos, P. (2015). Linking water footprint accounting with irrigation management in high value crops. *Journal of Cleaner Production*, 87, 594-602.
16. Muratoglu, A. (2020). Assessment of wheat's water footprint and virtual water trade: a case study for Turkey. *Ecological Processes*. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-0217-1>
17. Nana, E., Corbari, C., & Bocchiola, D. (2014). A model for crop yield and water footprint assessment: Study of maize in the Po valley. *Agricultural Systems*, 127, 139-149. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2014.03.006>
18. Obuobie, E., Mwangi Gachanja, P., & Cristina Dörr, A. (2005). The role of green water in food trade. Bonn: Zentrum Für Entwicklungsforschung (ZEF)(Term Paper for the Interdisciplinary Course, International Doctoral Studies)
19. Parlange, M.B., & W Katz, R. (2000). An extended version of the Richardson model for simulating daily weather variables. *Journal of Applied Meteorology*, 39(5), 610-22. <https://doi.org/10.1175/1520-0450-39.5.610>
20. Racsko, P., Szeidl, L., & Semenov, M. (1991). A serial approach to local stochastic weather models. *Ecological Modelling*. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(91\)90053-4](https://doi.org/10.1016/0304-3800(91)90053-4)
21. Sadrabadi Haghighi, R., & Sakhavati, Sh. (2018). Studying the effect of foliar application of zinc, iron and manganese elements on the yield and yield components of Pishgam bread wheat. New findings of agriculture.
22. Semenov, M.A. (2008). Simulation of extreme weather events by a Stochastic weather Generator. *Climate Research*, 35(3), 203-12. <https://doi.org/10.3354/cr00731>
23. Semonov, M.A., & Stratonovith, P. (2010). Use of multi- model ensembles from global models for assessment of climate change impacts. *Journal Climate Research*, 41, 1-14.
24. Wang, Ch., Zhao, J., & Tian, B. (2021). Assessment of water footprint for crop production: a case study in North China. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/831/1/012047>

Analysis of the Physical Efficiency Indices of Water and Energy in Alfalfa and Barley Crops in Two Different Climates

S. Habibi¹, M. Khoshravesh^{2*}, R. Nouri Khajebelagh³

1, 2 and 3- M.Sc Student of Water Resources Engineering, Associate Professor and Ph.D. Student of Irrigation and Drainage, Water Engineering Department, Faculty of Agricultural Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: m.khoshravesh@sanru.ac.ir)

Received: 26-11-2023
Revised: 04-01-2024
Accepted: 15-01-2024
Available Online: 15-01-2024

How to cite this article:

Habibi, S., Khoshravesh, M., & Nouri Khajebelagh, R. (2024). Analysis of the physical efficiency indices of water and energy in alfalfa and barley crops in two different climates. *Journal of Water and Soil*, 38(1), 23-36. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/jsw.2024.85576.1360>

Introduction

In today's world, challenges related to agriculture, food security, water and energy resources, productivity, and greenhouse gas emissions have emerged as significant issues for global societies. Through their international impacts, these challenges have led to economic, social, and environmental changes on a global scale. One of the most crucial issues that should be highlighted is the shortage of water resources. Water, as a vital factor in agriculture and food production, holds special importance. Therefore, in order to achieve sustainable agriculture, it is necessary to pay attention to the energy indicators, the efficiency of water consumption in the production of agricultural products and the amount of greenhouse gas emissions. In general, a combination of energy indicators, water efficiency and reduction of greenhouse gas emissions in agriculture can help to develop sustainable agriculture and preserve the environment and help to provide safe and accessible food for the society. The aim of the present study was to investigate the indicators of physical water, energy efficiency, and greenhouse gas emissions on alfalfa and barley crops in two different climates: a warm and arid climate (Shahr-e-Qom Plain, Qom) and a temperate and humid climate (Sari Plain, Mazandaran). This was done to assess the impact of climate on the outcomes of these indicators.

Materials and Methods

To investigate the physical water efficiency and evaluate energy indicators in this study, major agricultural products in Sari and Sharifabad Plains, including barley and alfalfa, were analyzed using cross-sectional data from the agricultural year 2021-2022. Initially, the sample size was determined based on the Cochran formula and the Bartlett method (2001). Subsequently, sampling was carried out using a questionnaire designed by the researchers themselves. The questionnaires totaled 250 (Sari Plain: 150, Sharifabad Plain: 100), and the collected information included the amount of input consumption and production quantity. The questionnaire, designed by the researcher, was validated for validity and reliability by experts and specialists. The inputs used in the study of water efficiency and energy indicators for the mentioned products in Sari and Sharifabad Plains included person-days of human labor, machine working hours, fuel consumption of machines, the quantity of nitrogen, phosphorus, potassium fertilizers per hectare, the quantity of various chemical pesticides (herbicides, fungicides, and insecticides) per liter per hectare, the amount of water consumption in cubic meters per hectare, and the amount of seed consumption in kilograms per hectare.



©2024 The author(s). This is an open access article distributed under [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source.

<https://doi.org/10.22067/jsw.2024.85576.1360>

Results and Discussion

The results of the descriptive statistics of input consumption in Sari and Sharifabad Plains in barley and alfalfa crops showed that the highest input consumption of manpower in the cultivation of alfalfa crops in Sharifabad Plains with an average of 225 hours per hectare, the highest amount of fertilizer consumption related to the alfalfa crop in Sharifabad Plain is related to nitrogen fertilizer with an average of 130 kg per hectare, the highest amount of fuel consumption of machinery related to alfalfa crop in Sari Plain with an average of 405 liters per hectare, the highest amount of water consumption related to alfalfa crop in Sharifabad Plains with an average of 17500 cubic meters per hectare and the highest yield of alfalfa was obtained in Sharifabad Plains with an average of 11550 kg per hectare. The obtained results indicated that the highest input energy level in Sharifabad Plain for alfalfa was 5,674.50 MJ per hectare. The results of energy efficiency indicated that alfalfa production in Shahrifabad Plain had the highest value with 0.19 kilograms per MJ, while this index for alfalfa in Sari Plain was 0.13 kilograms per MJ. Additionally, the energy efficiency for barley in Shahrifabad Plain was 0.13 kilograms per MJ, and for Sari Plain, it was 0.12 kilograms per MJ, showing a somewhat similar level. The physical water use efficiency results revealed that the highest and lowest efficiency levels were observed for barley in Sari Plain, amounting to 0.96 kilograms per cubic meter, and for alfalfa in Shahrifabad Plain, amounting to 0.57 kilograms per cubic meter, respectively. Furthermore, this index for alfalfa in Sari Plain was 0.67 kilograms per cubic meter, and for barley in Shahrifabad Plain, was 0.8 kilograms per cubic meter. The results for greenhouse gas emissions demonstrated that the level of emissions in Sari Plain was higher than Sharifabad Plain, attributed to excessive fertilizer and pesticide use in Sari Plain. The highest greenhouse gas emissions in Sari Plain for alfalfa were 2681.65 kilograms of CO₂ per hectare, while in Sharifabad Plain, was 2351.85 kilograms of CO₂ per hectare.

Conclusion

The overall results indicated that crop performance in humid regions was not higher than in dry and semi-arid regions, and this index depends on various parameters, including water consumption and managerial considerations. However, water consumption in temperate and humid regions is significantly lower than in dry and semi-arid areas due to higher precipitation. This result is increased efficiency in temperate and humid regions.

Keywords: Alfalfa, Barley, Energy productivity, Sari, Sharifabad

تحلیل شاخص‌های بهره‌وری فیزیکی آب و انرژی محصولات یونجه و جو در دو اقلیم متفاوت

سعید حبیبی^۱ - مجتبی خوش‌روش^{۲*} - رسول نوری خواجه‌بلاغ^۳

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۹/۰۵

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۰/۲۵

چکیده

در دنیای امروز، مشکلات مرتبط با کشاورزی، امنیت غذایی، منابع آب و انرژی، بهره‌وری و انتشار گازهای گلخانه‌ای به‌عنوان چالش‌های مهمی برای جوامع جهانی ظاهر شده‌اند. هدف مطالعه حاضر بررسی شاخص‌های بهره‌وری، انرژی و پتانسیل گرمایش جهانی محصولات عمده زراعی در دو اقلیم متفاوت در دشت ساری و دشت شریف‌آباد بود. برای بررسی این شاخص‌ها در محصول یونجه و جو از داده‌های مقطعی سال زراعی ۱۴۰۰-۱۴۰۱ استفاده شد. ابتدا حجم نمونه براساس رابطه کوکران مشخص شد. سپس نمونه‌گیری براساس پرسشنامه طرح شده توسط خود محققان انجام گردید. تعداد ۲۵۰ پرسشنامه تهیه شد که اطلاعات جمع‌آوری شده شامل مقدار مصرف نهاده‌ها و مقدار تولید بود. نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که بالاترین میزان انرژی ورودی در دشت شریف‌آباد برای محصول یونجه برابر با ۶۷۴۵۰/۵ مگاژول در هکتار به‌دست آمد. نتایج بهره‌وری انرژی نشان داد که محصول یونجه در دشت شریف‌آباد با ۰/۱۹ کیلوگرم بر مگاژول بیشترین میزان را به خود اختصاص داده که میزان این شاخص برای محصول یونجه در دشت ساری برابر با ۰/۱۳ کیلوگرم بر مگاژول بود. همچنین میزان بهره‌وری انرژی برای محصول جو در دشت شریف‌آباد برابر با ۰/۱۳ کیلوگرم بر مگاژول و برای دشت ساری برابر با ۰/۱۲ کیلوگرم بر مگاژول بود که تا حدودی برابر هم بودند. نتایج بهره‌وری فیزیکی آب نشان داد که بیشترین و کمترین میزان بهره‌وری به‌ترتیب برای محصول جو در دشت ساری برابر با ۰/۹۶ کیلوگرم بر متر مکعب و محصول یونجه در دشت شریف‌آباد برابر با ۰/۵۷ کیلوگرم بر متر مکعب بود. همچنین میزان این شاخص برای محصول یونجه در دشت ساری برابر با ۰/۶۷ کیلوگرم بر متر مکعب و برای محصول جو در دشت شریف‌آباد برابر با ۰/۸ کیلوگرم بر متر مکعب به‌دست آمد. نتایج حاصل برای انتشار گازهای گلخانه‌ای نشان داد که میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در دشت ساری بیشتر از دشت شریف‌آباد بوده که علت این امر استفاده بیش‌ازحد کود و سموم در دشت ساری می‌باشد، به‌طوری‌که بالاترین میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در دشت ساری برای محصول یونجه برابر با ۲۶۸۱/۶۵ و در دشت شریف‌آباد برابر با ۲۳۵۱/۸۵ کیلوگرم CO₂ در هکتار به‌دست آمد. نتایج کلی نشان داد که عملکرد محصول در مناطق مرطوب بیشتر از مناطق خشک و نیمه‌خشک نبوده و این شاخص به پارامترهای مختلفی از جمله مصرف آب و بحث‌های مدیریتی بستگی دارد. اما مصرف آب در مناطق معتدل و مرطوب به دلیل برخورداری بیشتر از بارش، به‌مراتب کمتر از مناطق خشک و نیمه‌خشک است که این امر باعث افزایش بهره‌وری در مناطق معتدل و مرطوب می‌شود.

واژه‌های کلیدی: بهره‌وری انرژی، جو، ساری، شریف‌آباد، یونجه

مقدمه

بین‌المللی خود، باعث تغییرات اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی در سطح جهانی شده‌اند. یکی از مهم‌ترین مواردی که به آن باید اشاره کرد، کمبود منابع آب است. آب به‌عنوان یکی از عوامل حیاتی در کشاورزی و تولید غذا دارای اهمیت ویژه‌ای است. با افزایش جمعیت جهانی و تغییر الگوهای مصرف آب، منابع آب تا حدود زیادی تهدید

در دنیای امروز، مشکلات مرتبط با کشاورزی، امنیت غذایی، منابع آب و انرژی، بهره‌وری و انتشار گازهای گلخانه‌ای به‌عنوان چالش‌های مهمی برای جوامع جهانی ظاهر شده‌اند. این چالش‌ها از طریق تأثیرات

۱، ۲ و ۳- به‌ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی منابع آب، دانشیار و دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، گروه مهندسی آب، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران

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

که میزان بهره‌وری این محصول بین ۱/۴۷ تا ۲/۹۳ کیلوگرم بر متر مکعب می‌باشد (Hassan et al., 2017).

بررسی شاخص‌های انرژی در کشاورزی به‌منظور تحلیل و ارزیابی مصرف و بهره‌برداری از منابع انرژی در فعالیت‌های کشاورزی انجام می‌شود. این شاخص‌ها به ما اطلاعاتی ارائه می‌دهند که در درک بهتر و بهره‌برداری بهینه از عملیات کشاورزی و مدیریت منابع انرژی کمک می‌کند (Zhu et al., 2023).

منافی دستجردی و کوهنورد (Manafi Dastjerdi & Kooohnavard, 2020) در مطالعه‌ای که برای به‌دست آوردن انرژی تولید یونجه در شهرستان‌های استان البرز انجام دادند دریافتند که حدود ۶۵ درصد انرژی ورودی برای کشت یونجه در شهرستان‌های کرج، اشتهارد، نظرآباد و ساوجبلاغ به دو نهاده سوخت و بذر تعلق دارد. همچنین آن‌ها دریافتند که شهرستان اشتهارد با ۰/۰۹۵ کیلوگرم بر مگاژول و شهرستان نظرآباد با ۰/۰۷۶ کیلوگرم بر مگاژول دارای بیشترین و کمترین بهره‌وری انرژی در تولید یونجه را داشتند. در بین چهار منطقه مورد مطالعه نیز دریافتند شهرستان اشتهارد با خالص انرژی ۳۹۲۴۱/۹ مگاژول بر هکتار و انرژی ویژه ۱۰/۵۷ مگاژول در کیلوگرم از شرایط بهتری نسبت به سه شهرستان دیگر برخوردار است. درگاهی و همکاران (Dargahi et al., 2016) در مطالعه‌ای که در استان گلستان بر روی محصول کلزا برای به‌دست آوردن انرژی‌های تولید انجام دادند، میزان کارایی مصرف انرژی، بهره‌وری انرژی، انرژی مخصوص و انرژی خالص را در مزارع آبی به‌ترتیب ۲/۸، ۰/۱ کیلوگرم بر مگاژول، ۸/۸ مگاژول بر کیلوگرم و ۳۷۴۳۶/۹ مگاژول بر هکتار به‌دست آوردند. قادرزاده و پیرمحمدیانی (Ghaderzadeh & Pirmohamadyani, 2019) در مطالعه‌ای که برای بررسی کارایی انرژی محصول سیب‌زمینی در استان همدان انجام دادند مجموع انرژی‌های ورودی در تولید این محصول را ۶۹۲۴۹/۰۲ مگاژول بر هکتار به‌دست آوردند که نتایج آن‌ها نشان داد کود شیمیایی با ۳۸/۸ درصد دارای بیشترین میزان تأثیرگذاری بوده است. همچنین آن‌ها در ادامه مطالعه خود نسبت انرژی، بهره‌وری انرژی و خالص انرژی را برای محصول سیب‌زمینی به‌ترتیب برابر با ۲/۲۲، ۰/۶۷۱ کیلوگرم بر مگاژول و ۸۴۷۵۱/۹ مگاژول بر هکتار به‌دست آوردند. در مطالعه‌ای که با هدف با تجزیه و تحلیل شاخص‌های انرژی در الگوهای کاشت مدیترانه‌ای انجام شد دریافتند که انرژی ورودی در الگوهای کم نهاده به‌طور معنی‌داری تا حدود ۳۰ درصد کاهش یافته است. طبق این نتایج مهم‌ترین عوامل ورودی در تولید کلزا به‌ترتیب کودهای شیمیایی (۶۴/۶۶ درصد)، سوخت دیزل (۲۴/۴۵ درصد) و سموم و آفت‌کش‌ها (۴/۱۴ درصد) بودند (Nassi et al., 2011).

در مطالعه‌ای که حیدری و همکاران (Heydari et al., 2023) با هدف بررسی رابطه بین انتشار گازهای گلخانه‌ای حاصل از تولید ۱۸ گیاه زراعی اصلی در قالب پنج دسته غالب شامل؛ غلات، گندم، جو،

شده‌اند. این کمبود آب به ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک، تأثیرات عمیقی را بر روی تولید محصولات کشاورزی و در نتیجه امنیت غذایی جامعه دارد (Platis et al., 2019). همچنین، مسئله امنیت غذایی به دلیل رشد جمعیت جهانی و تغییر الگوهای تغذیه، به چالش کشیده شده است. نیاز به تولید مقدار بیشتری از محصولات کشاورزی به‌منظور تأمین نیازهای غذایی جامعه، با محدودیت‌های منابع آب و خاک موجب استفاده نامتعادل از این منابع شده و می‌تواند به کاهش بهره‌وری و حتی خرابی‌های زیست‌محیطی منجر شود. در این مسیر، کشاورزی پایدار و بهره‌وری بالا از منابع موجود، امری ضروری است (De Pinto et al., 2020). از طریق بهره‌برداری هوشمندانه از آب، کودها، نهاده‌های کشاورزی و تکنولوژی‌های نوین، می‌توان به افزایش تولید محصولات با حفظ محیط‌زیست پرداخت. همچنین، مسئله تغییرات اقلیمی و انتشار گازهای گلخانه‌ای نیز اهمیت بسیاری دارد. افزایش دما و تغییر الگوهای هواشناسی تأثیرات چشمگیری بر روی کشاورزی و تولید محصولات دارد. تلاش‌ها برای کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای و ترویج منابع انرژی تجدیدپذیر از جمله راهکارهایی هستند که به میزان کاهش این گازها کمک می‌کنند. از طریق اجرای سیاست‌ها و برنامه‌های کارآمد، می‌توان به بهبود وضعیت کشاورزی، امنیت غذایی، بهره‌وری منابع و کاهش اثرات منفی انتشار گازهای گلخانه‌ای کمک کرد (Baccour et al., 2021).

بهره‌وری آب و مشکلات کشورهای دنیا در کمبود منابع آب و کشاورزی یک موضوع مهم و پیچیده است. کمبود منابع آب و مشکلات مرتبط با کشاورزی در سراسر جهان به علت عوامل مختلفی از جمله تغییرات آب و هوا، رشد جمعیت، آبیاری ناپایدار، آلودگی آب، اشتباهات مدیریتی و ... ایجاد شده‌اند (Kahramanoğlu et al., 2020).

نوری خواجه بلاغ و همکاران (Nouri-Khajehbelagh et al., 2020) بهره‌وری فیزیکی در دشت اردبیل روی محصولات زراعی را ارزیابی کردند و گزارش کردند که محصول گندم و جو با ۱/۱۹ و ۱/۱۵ کیلوگرم بر متر مکعب بالاترین میزان بهره‌وری و محصول یونجه و کلزا با میزان ۰/۷۵ و ۰/۶۷ رتبه‌های بعد را به خود اختصاص دادند.

در مطالعه‌ای که با هدف بررسی عملکرد و بهره‌وری محصول جو در کشور اتیوپی انجام شد دریافتند که بهره‌وری آب در این محصول بین ۲/۰۱ تا ۲/۹۵ کیلوگرم بر متر مکعب می‌باشد (Ararssa et al., 2019). در مطالعه‌ای دیگر که روی محصول کلزا برای ارزیابی بهره‌وری آب در ایالت نیومکزیکو صورت گرفت، نتایج حاصله نشان داد میزان بهره‌وری برای این محصول بین ۰/۳۴ تا ۸/۰ کیلوگرم بر متر مکعب می‌باشد (Jäger et al., 2022). همچنین در مطالعه‌ای که برای ارزیابی بهره‌وری آب و عملکرد گندم تحت تیمارهای مختلف آبیاری و خاک‌ورزی در کشور بنگلادش روی محصول گندم انجام دادند دریافتند

کشاورزی می‌تواند به توسعه کشاورزی پایدار، افزایش بهره‌وری، کاهش مصرف آب، ایجاد امنیت غذایی و حفظ محیط‌زیست کمک کند. هدف مطالعه حاضر، بررسی شاخص‌های بهره‌وری فیزیکی آب، انرژی و انتشار گازهای گلخانه‌ای روی محصول یونجه و جو در دو اقلیم گرم و خشک (دشت شریف‌آباد قم) و معتدل و مرطوب (دشت ساری مازندران) بود تا بتوان با بررسی پتانسیل مناسب هر اقلیم، پیشنهاد کشت در هر منطقه را نسبت به ظرفیت‌های آن منطقه معرفی کرد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

دشت ساری

برای بررسی تأثیر اقلیم بر شاخص‌های ذکر شده، دشت ساری به عنوان یک دشت مرطوب و معتدل برگزیده شد. این دشت در مرکز استان مازندران واقع شده و اقلیم معتدل و مرطوبی دارد. از نظر پوشش گیاهی، در رده متراکم قرار دارد، که در شکل ۱ قابل مشاهده است. اراضی این منطقه اکثراً به کشاورزی آبی و دیمی اختصاص دارند. دشت ساری بین دو رودخانه مهم تجن و نکارود واقع شده و مساحت آن ۱۵۳۲۷۷ هکتار است. این دشت به دلیل شرایط آب و هوایی مناسب و خاک حاصلخیز، یکی از نقاط حیاتی کشاورزی در شمال ایران به شمار می‌آید. خاک دشت ساری از نوع لومی است که حاوی مقدار غنی از مواد آلی و عناصر معدنی می‌باشد. این خصوصیات باعث می‌شود که برای کاشت انواع محصولات زراعی و باغی مختلف، به‌ویژه با توجه به تغذیه مناسب گیاهان، بسیار مناسب باشد (Nouri-Khajehbelagh et al., 2023).

برنج و ذرت بقولات یونجه، لوبیا نخود و عدس دانه‌های روغنی، سویا، آفتابگردان، کلزا، گلرنگ، کرچک، کنجد و بادام‌زمینی، غده‌ای (سیب‌زمینی و چغندرقد) و الیافی (پنبه) در اقلیم‌های مختلف ایران مرطوب ساحلی، کوهستانی، نیمه کوهستانی، نیمه بیابانی، بیابانی و بیابان ساحلی طی سال‌های ۲۰۲۰-۱۹۸۰ انجام دادند دریافتند که متغیر اقلیمی بارش ارتباط معنی‌داری با افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای در اقلیم‌های مختلف ایران ندارد در صورتی که مقادیر تبخیر و تعرق پتانسیل در طی سال‌های مورد بررسی در مطالعه آن‌ها روند معنی‌داری را نشان داد. همچنین آن‌ها دریافتند بیشترین انتشار گازهای گلخانه‌ای در سال ۲۰۱۹ معادل ۴۴۳ میلیون تن گزارش بوده که بیشترین انتشار گازهای گلخانه‌ای به ترتیب مربوط به انرژی برق (۴۷/۱٪) و کود نیتروژن (۲۵/۷۵٪) بوده است.

آقخانی و همکاران (Aghkhani et al., 2018) با مطالعه‌ای که روی مصرف انرژی و انتشار گازهای گلخانه‌ای در تولید مرکبات انجام دادند، دریافتند که دو نهاده کود حیوانی و سوخت با ۴۸/۵ و ۱۶/۹ درصد، پرمصرف‌ترین نهاده در بخش انرژی ورودی بودند، همچنین آن‌ها دریافتند که این دو نهاده به ترتیب با ۴۳/۳ و ۱۸/۵ بیش‌ترین سهم را در انتشار گازهای گلخانه‌ای دارند.

با توجه به مطالب ذکر شده پایین بودن بهره‌وری آب و انرژی در کشور و افزایش روزافزون انتشار گازهای گلخانه‌ای، یکی از مشکلات اساسی در کشاورزی، توسعه پایدار و امنیت غذایی به شمار می‌رود. به حساب بنابراین به منظور دستیابی به کشاورزی پایدار توجه به شاخص‌های انرژی، بهره‌وری مصرف آب در تولید محصولات کشاورزی و میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای ضروری است. به‌طور کلی، ترکیبی از شاخص‌های انرژی، بهره‌وری آب و کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای در



شکل ۱- موقعیت دشت ساری در استان مازندران

Figure 1- Location of Sari Plain in Mazandaran Province

دشت شریف‌آباد

این دشت از سمت‌های شمال و شرق به دشت مسیله، از سوی جنوب به دشت قم، و از جهت غرب به دشت ساوه محدود می‌شود (شکل ۲). میانگین مقدار بارش در دشت حدود ۱۲۵ میلی‌متر و دمای متوسط برابر ۱۸/۵ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. سطح کل محصولات زراعی و باغی آبی در دشت شریف‌آباد حدود ۹۸۰۰ هکتار است که محصولاتی نظیر جو، یونجه و پسته بیشترین سطح را به خود اختصاص می‌دهند. این دشت تحت تأثیر اقلیم نیمه‌خشک قرار دارد. تابستان‌های دشت شریف‌آباد گرم و خشک بوده و زمستان‌ها معتدل هستند. با وجود این اقلیم خشک، کشاورزی در این منطقه با چالش‌هایی مانند کمبود آب، دوره‌های خشکسالی، و مدیریت آب مواجه است.

اطلاعات مورد استفاده

برای بررسی بهره‌وری فیزیکی آب و ارزیابی شاخص‌های انرژی، از داده‌های سال زراعی ۱۴۰۱-۱۴۰۰ برای محصولات اصلی زراعی (جو و یونجه) در دشت ساری و شریف‌آباد، استفاده شد. ابتدا، حجم نمونه با استفاده از روش کوکران و روش تعیین حجم بار تلت و همکاران (Bartlett et al., 2001) تعیین شد. سپس، نمونه‌گیری بر اساس پرسشنامه‌ای که توسط محققان طراحی شده بود انجام شد.

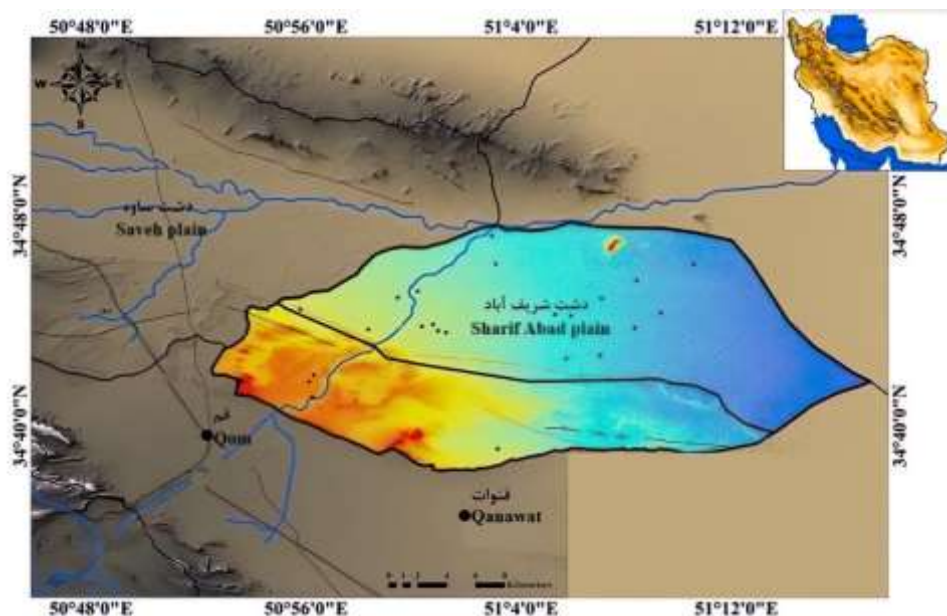
تعداد ۲۵۰ پرسشنامه (۱۵۰ مورد برای دشت ساری و ۱۰۰ مورد برای دشت شریف‌آباد) طراحی شد و اطلاعات جمع‌آوری شده شامل مصرف نهاده‌ها و میزان تولید بود. این پرسشنامه از نظر روایی و پایایی توسط کارشناسان و خبرگان تأیید شد. پرسشنامه حاضر که توسط محقق طراحی شده بود، از لحاظ روایی با روش روایی محتوی، توسط خبرگان (۵ نفر) مورد بررسی قرار گرفت (روایی ۰/۹۹ درصد) که مورد تأیید خبرگان قرار گرفت. همچنین پایایی مطالعه با آلفای کرونباخ (۰/۹۵) ارزیابی شد. جهت اطمینان از صحت داده‌ها، از نظرات کارشناسان آب منطقه‌ای، آمارنامه‌های جهاد کشاورزی، کارشناسان جهاد کشاورزی و مقایسه با منابع معتبر صورت گرفته است. همچنین برخی از اراضی نیز به صورت تصادفی مورد ارزیابی قرار گرفتند که صحت جواب‌های کشاورزان مورد تأیید قرار گرفت. برای تجزیه و تحلیل داده‌ها از نرم‌افزارهای EXCEL و SPSS استفاده شد.

بهره‌وری فیزیکی آب

عملکرد به‌ازای واحد حجم آب (CPD)

CPD یکی از شاخص‌های مطرح در مورد سنجش میزان بهره‌وری آب کشاورزی است (Nouri-khajebelagh et al., 2020).

$$CPD = \frac{\text{مقدار محصول تولید شده}}{\text{مقدار آب مصرف شده}} \quad (1)$$



شکل ۲- موقعیت دشت شریف‌آباد در استان قم

Figure 2- Location of Sharifabad Plain in Qom Province

سود خالص به‌ازای واحد مصرف آب (NBPD)

NBPD یا سود خالص در حجم مصرف آب است. در این شاخص میزان سود خالص نسبت به مقدار آب مصرف شده در نظر گرفته می‌شود.

$$NBPD = \frac{\text{سود خالص}}{\text{مقدار آب مصرف شده}} \quad (۲)$$

به‌منظور محاسبه و تهیه شاخص‌های انرژی محصولات گندم و کلزا در دشت ساری و شریف‌آباد، مقادیر انرژی نهاده‌های مصرفی به همراه عملکرد محصول با توجه به معادل انرژی مربوط به هر کدام (که در جدول ۱ ذکر شده است) محاسبه شد. تمام داده‌های ورودی و خروجی مربوط به تولید محصولات اصلی زراعی به‌منظور ایجاد قابلیت مقایسه بین شاخص‌های انرژی، به‌صورت میانگین بیان شده‌اند.

شاخص‌های انرژی

جدول ۱- معادل انرژی ورودی و خروجی در تولید محصولات زراعی

Table 1- Equivalent Input and Output Energy in Agricultural Production

منبع Source	انرژی معادل Energy equivalents (MJ.unit ⁻¹)	واحد Unit	الف) ورودی A) Input
De et al. (2001)	1.96	hr	نیروی انسانی Human labour
Mandal et al. (2002)	62.7	hr	ماشین‌آلات Machinery
Kitani (1999)	47.8	L	گازوئیل Diesel
Hatirli et al. (2006)	66.14	kg	نیتروژن Nitrogen
Hatirli et al. (2006)	12.44	kg	فسفر (P ₂ O ₅) Phosphorus (P ₂ O ₅)
Hatirli et al. (2006)	11.15	kg	پتاسیم (K ₂ O) Potassium (K ₂ O)
Kitani (1999)	85	L	علف‌کش‌ها Herbicides
Kitani (1999)	229	L	حشره‌کش‌ها Insecticides
Mohammadzadeh et al. (2017)	216	L	قارچ‌کش‌ها Fungicides
Acaroglu (1998)	1.02	m ³	آب آبیاری Irrigation water
Singh et al. (1992)	14.7	kg	بذر جو Barley seed
Singh et al. (1992)	28.1	kg	بذر یونجه Alfalfa seed
-	-	-	ب) خروجی Output
Singh et al. (1992)	14.7	kg	دانه جو Barley grain
Singh et al. (1992)	15.8	kg	یونجه Alfalfa
Mansoori et al. (2012)	12.5	kg	کاه جو Straw of barley

ماشین آلات مربوط به محصول یونجه در دشت ساری با میانگین ۴۰۵ لیتر در هکتار، بیشترین میزان مصرف آب مربوط به محصول یونجه در دشت شریفآباد با میانگین ۱۷۵۰۰ متر مکعب در هکتار و بیشترین میزان عملکرد مربوط به محصول یونجه در دشت شریفآباد با میانگین ۱۱۵۵۰ کیلوگرم در هکتار به دست آمد.

شاخص‌های انرژی

طبق جدول ۴، برای مجموع شاخص‌های انرژی ورودی، نهاده‌های کود نیتروژن و فسفات، سوخت ماشین آلات، آب مصرفی و بذر دارای بیشترین میزان انرژی ورودی بودند. بیشترین انرژی ورودی مربوط به نیتروژن در محصول یونجه و جو در دشت شریفآباد برابر با ۸۲۶۷/۵ مگاژول در هکتار به دست آمد. نتایج مطالعه حاضر با مطالعه قادرزاده و پیرمحمدیانی (Ghaderzadeh & Pirmohamadyani, 2019) که برای بررسی کارایی انرژی محصول سیب‌زمینی در استان همدان انجام دادند و دریافتند که کود شیمیایی با ۳۸/۸ دارای بیشترین میزان تأثیرگذاری بود هم‌خوانی داشت. با توجه به اینکه دشت شریفآباد به مراتب اقلیم گرم و خشک‌تری نسبت به دشت ساری دارد در نتیجه برای افزایش عملکرد در این دشت از کود بیشتری بهره گرفته می‌شود. همچنین طبق نتایج به دست آمده، سوخت مصرفی در محصول یونجه مربوط به دشت ساری برابر با ۱۹۳۵۹ مگاژول در هکتار به دست آمد. نتایج مطالعه حاضر در خصوص بالا بودن انرژی سوخت با مطالعه منفی دستجردی و کوهنورد (Manafi Dastjerdi & Koohtnavard, 2020) که برای به دست آوردن انرژی تولید یونجه در شهرستان‌های استان البرز انجام دادند و دریافتند حدود ۶۵ درصد انرژی ورودی برای کشت یونجه در شهرستان‌های کرج، اشتهارد، نظرآباد و ساوجبلاغ به دو نهاده سوخت و بذر تعلق دارد هم‌خوانی داشت.

شاخص‌های انرژی طبق معادله‌های ۳ تا ۶ محاسبه شد (Pimentel, 1980; Herrhz et al., 1995; Hatirli et al., 2006)

$$(3) \quad \text{انرژی خروجی (مگاژول در هکتار)} = \frac{\text{کارایی مصرف انرژی}}{\text{انرژی ورودی (مگاژول در هکتار)}}$$

$$(4) \quad \text{عملکرد محصول (کیلوگرم در هکتار)} = \frac{\text{بهره‌وری انرژی}}{\text{انرژی ورودی (مگاژول در هکتار)}}$$

$$(5) \quad \text{انرژی ورودی - انرژی خروجی} = \text{انرژی خالص}$$

$$(6) \quad \text{عملکرد محصول (کیلوگرم در هکتار)} = \frac{\text{انرژی ورودی (مگاژول در هکتار)}}{\text{انرژی مخصوص}}$$

انتشار گازهای گلخانه‌ای

مقادیر انتشار گازهای گلخانه‌ای نهاده‌های شیمیایی با توجه به ضرایب انتشار گازها در جدول ۲ محاسبه می‌شوند. توان گرمایش جهانی در یک هکتار، با توجه به میزان انتشار هر یک از گازهای گلخانه‌ای و ضریب اثر آن‌ها برای یک دوره ۱۰۰ ساله، با فرض مقادیر CO₂ برابر با ۱، N₂O برابر ۳۰ و CH₄ برابر ۲۱ محاسبه شد (IPCC, 1995). در پایان، توان گرمایش جهانی ناشی از انتشار گازهای گلخانه‌ای محصولات جو و یونجه در دشت ساری و شریفآباد برای یک هکتار براساس معادل CO₂ محاسبه شد.

نتایج و بحث

براساس جدول ۳، نتایج آمار توصیفی مقدار مصرف نهاده‌ها در دشت ساری و شریفآباد در محصول جو و یونجه نشان داد که بیشترین نهاده مصرفی نیروی انسانی در کشت محصول یونجه در دشت شریفآباد با میانگین ۲۲۵ ساعت در هکتار، بیشترین میزان مصرف کود مربوط به محصول یونجه در دشت شریفآباد مربوط به کود نیتروژن با میانگین ۱۳۰ کیلوگرم در هکتار، بیشترین میزان مصرف سوخت

جدول ۲- انتشار گازهای گلخانه‌ای به ازای مصرف هر واحد نهاده ورودی

Table 2- Gaseous emissions (g) per unit of input

ورودی Input	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	منبع Reference
گازوئیل Diesel (L)	5.2	0.7	3560	Kramer et al. (1999)
نیتروژن Nitrogen (kg)	3.7	0.03	3100	Snyder et al. (2009)
فسفر (P ₂ O ₅) Phosphorus (kg)	1.8	0.02	1000	Snyder et al. (2009)
پتاسیم (K ₂ O) Potassium (kg)	1	0.01	700	Snyder et al. (2009)
علف‌کش Herbicide (kg)	—	—	6300	Lal (2004)
حشره‌کش Insecticide (kg)	—	—	5100	Lal (2004)

بیشترین انرژی ورودی مربوط به دشت شریف‌آباد و محصول یونجه (۶۷۴۵۰/۵) مگاژول در هکتار بوده، در خصوص انرژی خروجی محصول یونجه در دشت شریف‌آباد برابر با ۲۰۱۴۵۰ مگاژول در هکتار، بیشترین انرژی خالص مربوط به محصول یونجه در دشت شریف‌آباد برابر با ۱۳۳۹۹۹/۵ مگاژول در هکتار، بیشترین کارایی مصرف انرژی مربوط به محصول یونجه برابر با ۲/۹۹ در دشت شریف‌آباد و از لحاظ انرژی مخصوص، محصول جو در دشت ساری بیشترین میزان را با ۸/۴۴ مگاژول بر کیلوگرم به خود اختصاص داد.

در ادامه نتایج به‌دست آمده نشان داد که بیشترین انرژی در نهاده آب مصرفی مربوط به دشت شریف‌آباد در محصول یونجه با میزان ۱۹۳۸۰ مگاژول در هکتار بوده است. در نهایت نتایج به‌دست آمده برای بیشترین میزان انرژی در خصوص عملکرد نشان داد که محصول یونجه در دشت شریف‌آباد دارای بیشترین میزان انرژی برابر با ۲۰۱۴۵۰ مگاژول در هکتار می‌باشد. بهشتی تبار و همکاران (Beheshti Tabar *et al.*, 2010) گزارش کردند که سهم آفت‌کش‌ها از کل انرژی‌های ورودی در تولید محصولات زراعی کمتر از سایر ورودی‌ها است. نتایج جدول ۵ نشان می‌دهد که در دو دشت ساری و شریف‌آباد،

جدول ۳- میانگین مصرف نهاده‌ها در هر هکتار زراعت یونجه و جو دشت ساری و شریف‌آباد

Table 3- Average Input Consumption per Hectare for Alfalfa and Barley Cultivation in Sari and Sharifabad Plains

دشت Plain	ساری Sari		شریف‌آباد Sharifabad	
ورودی Input	جو Barley	یونجه Alfalfa	جو Barley	یونجه Alfalfa
نیروی انسانی Human labour (hr)	55	50	80	225
ماشین‌آلات Machinery (hr)	5.5	15.5	6.5	17.5
گازوئیل Diesel (L)	165	405	145	275
نیتروژن Nitrogen (kg)	97.5	47.5	125	125
فسفر (P ₂ O ₅) Phosphorus(P ₂ O ₅) (kg)	47.5	55	62.5	75
پتاسیم (K ₂ O) Potassium (K ₂ O) (kg)	47.5	50	12.5	55
علف‌کش‌ها Herbicides (L)	0.75	0.75	0.36	0.35
حشره‌کش‌ها Insecticides (L)	0.5	0.5	1	2
قارچ‌کش‌ها Fungicides (L)	0.35	1	0	0
آب آبیاری Irrigation water(m ³)	3625	13500	5175	17500
عملکرد دانه Grain yield (kg)	3475	-	4150	-
عملکرد کاه straw yield (kg)	3750	7750	4250	11550
بذر Seed (kg)	281.5	81	277.5	85

جدول ۴- انرژی ورودی و خروجی در تولید محصولات مورد مطالعه در دشت ساری و شریفآباد
Table 4- Input and Output Energy in the Production of Studied Crops in Sari and Sharifabad Plains

دشت Plain	ساری Sari	شریفآباد Sharifabad
انرژی Energy	واحد Unit	یونجه Alfalfa (MJ ha ⁻¹)
انرژی Energy	واحد Unit	جو Barley (MJ ha ⁻¹)
انرژی Energy	واحد Unit	یونجه Alfalfa (MJ ha ⁻¹)
ورودی		
نیروی انسانی Human labour	hr	107.8
ماشین آلات Machinery	kg	6448.65
گازوئیل Diesel	kg	590.9
نیتروژن Nitrogen	kg	529.63
فسفر (P ₂ O ₅) Phosphorus(P ₂ O ₅)	hr	344.85
پتاسیم (K ₂ O) Potassium (K ₂ O)	L	7887
علفکش ها Herbicides	L	63.75
حشره کش ها Insecticides	L	114.5
قارچ کش ها Fungicides	L	75.6
آب آبیاری Irrigation water	m ³	3697.5
بذر Seed	kg	4138.05
خروجی		
دانه جو Barley grain	kg	51082.5
کاه جو Straw of barley	kg	46875
یونجه Alfalfa	kg	-

جزئی دارند که این امر می تواند متأثر از شرایط اقلیمی متفاوت، خاک متفاوت، نحوه آبیاری و سایر متغیرها باشد. درگاهی و همکاران (Dargahi et al., 2016) در یک تحقیق بر روی محصول کلزا در استان گلستان برای به دست آوردن انرژی های تولید، نتایجی به دست آوردند که با نتایج این تحقیق مطابقت دارد؛ میزان کارایی مصرف انرژی، بهره وری انرژی، انرژی مخصوص و انرژی خالص به ترتیب ۲/۸، ۰/۱ کیلوگرم بر مگاژول، ۸/۸ مگاژول بر کیلوگرم و ۳۷۴۳۶/۹ مگاژول بر هکتار بود.

واحدی و ظریف نشاط (Vahedi & Zarifneshat, 2021) در استان های البرز، اصفهان، اردبیل، خراسان رضوی، خوزستان، گلستان و همدان بر روی گندم آبی نشان دادند که میزان میانگین انرژی ورودی، انرژی خروجی، کارایی انرژی، بهره وری انرژی و خالص انرژی را در استان های مورد مطالعه به ترتیب برابر با ۵۸۳۰/۸۳ مگاژول بر هکتار، ۱۳۶۰۹۲/۱۵ مگاژول بر هکتار، ۲/۸۷، ۰/۲۱۲ کیلوگرم بر مگاژول و ۷۷۷۸۳/۳۱ مگاژول بر هکتار به دست آوردند که با نتایج مطالعه حاضر در برخی پارامترها مثل بهره وری انرژی و کارایی مصرف انرژی اختلاف

جدول ۵- شاخص‌های انرژی در تولید محصولات مورد مطالعه در دشت ساری و شریف‌آباد
Table 5- Energy Indices in the Production of Studied Crops in Sari and Sharifabad Plains

انرژی	واحد	دشت		ساری		شریف‌آباد	
		Plain		Sari		Sharifabad	
انرژی ورودی		جو	یونجه	جو	یونجه	جو	یونجه
Energy Input	Unit	Barley	Alfalfa	Barley	Alfalfa	Barley	Alfalfa
انرژی ورودی	MJ.ha ⁻¹	61240.68	61681.7	63007.35	67450.5		
انرژی خروجی	MJ.ha ⁻¹	97957.5	122450	114130	201450		
انرژی خالص	MJ.ha ⁻¹	36716.83	60768.3	51122.65	133999.5		
کارایی مصرف انرژی	—	1.6	1.99	1.81	2.99		
بهره‌وری انرژی	Kg.MJ ⁻¹	0.12	0.13	0.13	0.19		
انرژی مخصوص	MJ.kg ⁻¹	8.48	7.88	7.5	5.26		
Specific energy							

بهره‌وری فیزیکی و اقتصادی آب

نتایج بهره‌وری فیزیکی آب نشان داد که بیشترین میزان بهره‌وری در دشت ساری مربوط به محصول جو به میزان ۰/۹۶ کیلوگرم بر متر مکعب و کمترین میزان بهره‌وری نیز در دشت ساری مربوط به محصول یونجه ۰/۵۷ کیلوگرم بر متر مکعب می‌باشد (جدول ۶). نتایج به‌دست آمده نشان داد که با توجه به اقلیم مرطوب دشت ساری در فصل بهار (بیشترین نیاز آبی جو در این فصل بوده) نسبت به دشت شریف‌آباد در این محصول نیاز به آب کمتری دارد که این امر باعث افزایش بهره‌وری محصول جو در این دشت شده است، اما در دشت شریف‌آباد عملکرد یونجه با توجه به مصرف آب بالاتر از شرایط بهتری برخوردار بوده که این امر سبب بالا بودن بهره‌وری آب در محصول یونجه در دشت شریف‌آباد نسبت به دشت ساری شده است. لازم به ذکر است بالا بودن مصرف آب لزوماً همیشه نشان‌دهنده بهره‌وری بالا نمی‌باشد. نتایج این پژوهش با یافته‌های نوری خواجه‌بلاغ و همکاران (Nouri-Khajejbelagh et al., 2020) مطابقت دارد. در مطالعه‌ای که اوجاقلو و همکاران (Ojaghlo et al., 2023)، با هدف بررسی بهره‌وری آب در محصول یونجه در شهرستان زنجان انجام دادند دریافتند که میزان بهره‌وری این محصول بین ۰/۴۲ تا ۱/۲۸ کیلوگرم بر متر مکعب می‌باشد که نتایج آن‌ها با نتایج مطالعه حاضر هم‌خوانی دارد. حقایقی مقدم و همکاران (Haghyeghi moghaddam et al., 2023)، در مطالعه‌ای که با هدف تعیین آب آبیاری و بهره‌وری آب در تولید جو در کشور انجام دادند میزان بهره‌وری محصول جو را بین ۰/۵۶ تا ۱/۳۷ کیلوگرم در هکتار به‌دست آوردند که نتایج آن‌ها با نتایج مطالعه حاضر هم‌خوانی دارد. همچنین نتایج بهره‌وری اقتصادی نشان داد که برخلاف بهره‌وری فیزیکی که دشت ساری وضعیت بهتری نسبت به دشت

شریف‌آباد داشت، اما در بحث بهره‌وری فیزیکی دشت شریف‌آباد از لحاظ سود خالص اقتصادی در محصول یونجه به مراتب سود بیشتری نسبت به دشت ساری (۳۳۱۳۱ ریال بر متر مکعب) داشته است و این محصول با سود خالص ۴۱۴۲۷ ریال بر متر مکعب بیشترین میزان را به خود اختصاص داده است. همچنین میزان این شاخص برای محصول جو در دشت ساری با ۳۹۰۸۶ ریال بر متر مکعب بیشتر از دشت شریف‌آباد با سود خالص به میزان ۳۱۴۱۶ ریال بر متر مکعب بوده است که این امر تأییدی دوباره برای وضعیت بهتر محصول جو در دشت ساری می‌باشد. لازم به ذکر است در خصوص بحث اثر اقتصادی هزینه حمل‌ونقل بر سود خالص، عوامل زیادی تأثیرگذار هستند که این امر باعث شده است تا اطلاعات موثقی در خصوص هزینه حمل‌ونقل در دسترس نباشد تا بتوان اثرات این شاخص را در بررسی سود خالص بررسی کرد. این عوامل می‌تواند شامل اولویت هزینه‌های دیگر، نوع محصولات و ساختار بازار باشد. همچنین سیکل زمانی تولید محصول و متغیرهای محلی می‌توانند در افزایش یا کاهش هزینه‌های حمل‌ونقل تأثیرگذار باشند.

انتشار گازهای گلخانه‌ای

بیشترین انتشار گازهای گلخانه‌ای و پتانسیل گرمایش جهانی ناشی از آن در دشت ساری در محصول یونجه (معادل ۲۶۸۱/۶۵ کیلوگرم CO₂ در هکتار) و کمترین میزان نیز در دشت ساری در محصول جو (معادل ۱۵۵۶/۳۷ کیلوگرم CO₂ در هکتار) به‌دست آمد (جدول ۷).

جدول ۶- بهره‌وری فیزیکی و اقتصادی آب در دشت ساری و شریف‌آباد

Table 6- Physical Water Efficiency in Sari and Sharifabad Plains (kilograms per cubic meter)

دشت Plain	درآمد		هزینه		بهره‌وری فیزیکی		سود خالص	
	Income (Rials)		Cost (Rials)		Physical productivity (kg/m ³)		NBPD (Rials/m ³)	
	جو Barley	یونجه Alfalfa	جو Barley	یونجه Alfalfa	جو Barley	یونجه Alfalfa	جو Barley	یونجه Alfalfa
ساری Sari	211900000	956250000	70212500	172050000	0.96	0.57	39086	33131
شریف‌آباد Shariabad	247350000	581250000	84787500	133982500	0.8	0.67	31413	41427

جدول ۷- میزان پتانسیل گرمایش جهانی در کشت محصولات عمده زراعی (کیلوگرم CO₂ در هکتار)Table 7- Global Warming Potential in the Cultivation of Major Agricultural Crops (kilograms of CO₂ per hectare)

دشت Plain	جو Barley	یونجه Alfalfa
ساری Sari	1556.37	2681.65
شریف‌آباد Shariabad	1561.18	2351.85

مصرف کل کود و سموم کشور را به خود اختصاص داده بود، که این رقم در سال ۱۴۰۰ به حدود ۱۲ درصد کاهش یافته است.

نتیجه‌گیری

نتایج بهره‌وری انرژی نشان داد که محصول یونجه در دشت شریف‌آباد با ۰/۱۹ کیلوگرم بر مگاژول بیشترین میزان را به خود اختصاص داده که میزان این شاخص برای محصول یونجه در دشت ساری برابر با ۰/۱۳ کیلوگرم بر مگاژول بود. همچنین میزان بهره‌وری انرژی برای محصول جو در دشت شریف‌آباد برابر با ۰/۱۳ کیلوگرم بر مگاژول و برای دشت ساری برابر با ۰/۱۲ کیلوگرم بر مگاژول بود که تا حدودی برابر هم بودند. نتایج بهره‌وری فیزیکی آب نشان داد که بیشترین و کمترین میزان بهره‌وری به‌ترتیب برای محصول جو در دشت ساری برابر با ۰/۹۶ کیلوگرم بر متر مکعب و محصول یونجه در دشت شریف‌آباد با ۰/۵۷ کیلوگرم بر متر مکعب بوده، همچنین میزان این شاخص برای محصول یونجه در دشت ساری برابر با ۰/۶۷ کیلوگرم بر متر مکعب و برای محصول جو در دشت شریف‌آباد برابر با ۰/۸ کیلوگرم بر متر مکعب به دست آمد. نتایج حاصل برای انتشار گازهای گلخانه‌ای نشان داد که میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در دشت ساری بیشتر از دشت شریف‌آباد بوده که علت این امر استفاده بیش‌ازحد کود و سموم در دشت ساری می‌باشد به‌طوری‌که بالاترین میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در دشت ساری برای محصول یونجه برابر با ۲۶۸۱/۶۵ و در دشت شریف‌آباد برابر با ۲۳۵۱/۸۵ کیلوگرم CO₂ در هکتار به‌دست آمد. جمع‌بندی نتایج نشان می‌دهد که عملکرد محصول در مناطق مرطوب،

طبق نتایج به‌دست آمده مشخص گردید میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در محصول جو در هر دو دشت تقریباً برابر بوده، اما در محصول یونجه دشت ساری به‌دلیل مصرف بالای کود و سموم از میزان بالاتری برخوردار است. دستان و همکاران (Dastan et al., 2012) در مطالعه‌ای که انجام دادند میزان پتانسیل گرمایش جهانی در تولید برنج را ۲۳۰۷ کیلوگرم CO₂ در هکتار به‌دست آوردند. نتایج مطالعه حاضر با نتایج مطالعه محمدی و همکاران (Mohammadi et al., 2014) که در شمال ایران بر روی محصولات زراعی انجام داده بودند تا حدودی مطابقت داشت، آن‌ها میزان پتانسیل گرمایش جهانی را برای گندم ۱۱۷۱/۱ کیلوگرم CO₂ در هکتار، برای جو ۱۱۰۵/۷ کیلوگرم CO₂ در هکتار، برای کلزا ۱۰۶۳/۵ کیلوگرم CO₂ در هکتار اعلام کرده بودند. مقایسه نتایج دو دشت نشان می‌دهد که میزان پتانسیل گرمایش جهانی در دشت ساری بیشتر از دشت شریف‌آباد است. این اختلاف ممکن است به دلایل گوناگون باشد، از جمله آنکه خاک‌های مناطق معتدل و مرطوب به‌طور عمومی برای کشت برخی از محصولات متناسب‌تر هستند و به تناوب بیشتری نیاز دارند. تجزیه و تحلیل خاک نسبت به شرایط اقلیمی ممکن است منجر به مدیریت بهتر نیتروژن و کودها شود که ممکن است افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای نظیر اکسید نیتروژن را به همراه داشته باشد. همچنین، در مناطق معتدل و مرطوب، شرایط مناسب‌تری برای کشت مستمر محصولات وجود دارد، که ممکن است به استفاده بیشتر از کودها و عوامل شیمیایی دیگر منجر شود. این می‌تواند به افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای منجر گردد. بر اساس آمار نشان داده‌شده در سال ۱۳۹۳، استان مازندران تقریباً ۳۰ درصد از

می‌گردد برای افزایش دقت در اندازه‌گیری سود خالص در بحث بهره‌وری، این پارامتر نیز مورد ارزیابی قرار گیرد. لازم به ذکر است مدیران و دست‌اندرکاران کشاورزی نیز باید شرایطی را فراهم آورند تا حمل‌ونقل و هزینه‌های آن نظام‌مند شده و ثبت گردد تا بتوان از این اطلاعات در راستای افزایش دقت مطالعات استفاده کرد.

نسبت به مناطق خشک و نیمه‌خشک، بیشتر نمی‌باشد و این شاخص به عوامل متعددی از جمله مصرف آب و مسائل مدیریتی وابسته است. همچنین در مطالعه حاضر با توجه به مشکلات موجود در خصوص عدم اطلاعات کافی و در دسترس نبودن هزینه‌های حمل‌ونقل، تأثیر این پارامتر بر سود خالص بررسی نگردید که در مطالعات آتی پیشنهاد

References

1. Acaroglu, M. (1998). Energy from biomass, and applications. University of Selcuk, Graduate School of Natural and Applied Sciences, Turkey. 43 pp.
2. Aghkhani, M.H., Ahmadipour, S., Soltanali, H., & Rohani, A. (2018). Greenhouse gas emission, energy use and cost analysis of citrus production: case study of Mazandaran province. *Journal of Energy Planning and Policy Research*, 4(3), 181-229. (In Persian)
3. Ararssa, A.A., Gebremariam, A.G., Mulat, W.L., & Mekonnen, M.M. (2019). Effects of irrigation management on yield and water productivity of Barley *Hordeum vulgare* in the upper Blue Nile basin: case study in northern Gondar. *Water Conservation Science and Engineering*, 4, 113-121. <https://doi.org/10.1007/s41101-019-00071-8>
4. Baccour, S., Albiac, J., & Kahil, T. (2021). Cost-effective mitigation of greenhouse gas emissions in the agriculture of Aragon, Spain. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(3), 1084. <https://doi.org/10.3390/ijerph18031084>
5. Bartlett, J.E., Kotrlík, J.W., & Higgins, C.C. (2001). Organizational research: determining appropriate sample size in survey research. *Information Technology, Learning, and Performance Journal*, 19(1), 43-50.
6. Beheshti Tabar, I., Keyhani, A., & Rafiee, S. (2010). Energy balance in Iran's agronomy (1990–2006). *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14, 849-855. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.10.024>
7. Dargahi, M., Jahan, M., Naseri, M., & Ghorbani, R. (2016). Energy balance evaluation and economical analysis of canola production in Golestan Province. *Applied Field Crops Research*, 29(3), 50-62. <https://doi.org/10.22092/aj.2016.112697>
8. Dastan, S., Siavoshi, M., Zakavi, D., Ghanbaria-malidarreh, A., Yadi, R., Ghorbannia Delavar, E., & Nasiri, A.R. (2012). Application of nitrogen and silicon rates on morphological and chemical lodging related characteristics in rice (*Oryza sativa* L.) North of Iran. *Journal of Agricultural Science*; 4(6). <https://doi.org/10.5539/jas.v4n6p12>
9. De Pinto, A., Cenacchi, N., Kwon, H.Y., Koo, J., & Dunston, S. (2020). Climate smart agriculture and global food-crop production. *PLoS One*, 15(4), e0231764. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231764>
10. De, D., Singh, R., & Chandra, H. (2001). Technological impact on energy consumption in rainfed soybean cultivation in Madhya Pradesh. *Applied Energy*, 70, 193-213. [https://doi.org/10.1016/S0306-2619\(01\)00035-6](https://doi.org/10.1016/S0306-2619(01)00035-6)
11. Ghaderzadeh, H., & Pirmohamadyani, Z. (2019). Evaluation efficiencies of energy for potato production in Hamedan Province of Iran. *Agricultural Economics Research*, 11(42), 167-202. (In Persian). <https://dorl.net/dor/20.1001.1.20086407.1398.11.42.8.5>
12. Haghayeghi Moghaddam, S.A., Abbasi, F., Naseri, A., Varjavand, P., Dehghanian, S.E., Ghasemi, M.M., Sepehri, S., Khosravi, H., Karimi, M., Parchami-Araghi, F., Goodarzi, M., Miranzade, M., Farzamnia, M., Uossef Gomrokchi, A., Rezvani, M., Nikanfar, R., Mousavifazl, S.H., & Ghadami Firouzabadi, A. (2023). Determination of applied water in barley production in Iran. *Water and Soil*. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/jsw.2023.82302.1284>
13. Hasan, M.M., Mahmud, K., Islam, M.N., Sarkar, P.K., & Shariot-Ullah, M.S.U. (2017). Water productivity and yield performances of wheat under different irrigation and tillage treatments. *Fundamental and Applied Agriculture*, 2(1), 196-201.
14. Hatirli, S.A., Ozkan, B., & Fert, C. (2006). Energy inputs and crop yield relationship in greenhouse tomato production. *Renewable Energy*, 31, 427-438. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2005.04.007>
15. Herrhz, J.L., Girth, V.S., & Cerisola, C. (1995). Long-term energy use and economic evaluation of three tillage systems for cereal and legume production in central Spain. *Soil and Tillage Research*, 35, 183-198. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(95\)00490-4](https://doi.org/10.1016/0167-1987(95)00490-4)
16. Heydari, F., Sharafi, S., & Mohammadi Ghaleni, M. (2023). The relationship between drought indicators and greenhouse gas emissions in Iran's agricultural sector. *Iranian Journal of Irrigation & Drainage*, 17(2), 261-275. (In Persian with English abstract). <https://dorl.net/dor/20.1001.1.20087942.1402.17.2.6.2>
17. IPCC. (1995). Climate change, the science of climate change. In: Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A., and Maskell, K. (Eds). Intergovernmental panel on climate change. Cambridge: Cambridge University Press.
18. Jäger, T., Mokos, A., Prasianakis, N.I., & Leyer, S. (2022). first_page settings Order Article Reprints Open AccessArticle Pore-Level Multiphase Simulations of Realistic Distillation Membranes for Water

- Desalination. *Membranes*. <https://doi.org/10.3390/membranes12111112>
19. Kahramanoğlu, İ., Usanmaz, S., & Alas, T. (2020). Water footprint and irrigation use efficiency of important crops in Northern Cyprus from an environmental, economic and dietary perspective. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 27(1), 134-141. <https://doi.org/10.3390/membranes12111112>
 20. Kitani, O. (1999). CIGR Handbook of Agricultural Engineering. American Society of Agricultural Engineers, United States of America.
 21. Kramer, K.J., Moll, H.C., & Nonhebel, S. (1999). Total greenhouse gas emissions related to the Dutch crop production system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 72, 9-16. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00158-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00158-3)
 22. Lal, R. (2004). Carbon emission from farm operations. *Environment International*, 30, 981-990. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.03.005>
 23. Manafi Dastjerdi, M., & Koohtavard, A. (2020). Evaluation and comparison of the energy consumption in Alfalfa production systems in different regions of Alborz province. *Research Achievements for Field and Horticulture Crops*, 8(2), 297-310. (In Persian). <https://doi.org/10.22092/rafhc.2020.121524.1133>
 24. Mandal, K., Saha, K., Ghosh, P., Hati, K., & Bandyopadhyay, K. (2002). Bioenergy and economic analysis of soybean-based crop production systems in central India. *Biomass and Bioenergy*, 23, 337-345. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00058-2](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00058-2)
 25. Mansoori, H., Rezvani Moghaddam, P., & Moradi, R. (2012). Energy budget and economic analysis in conventional and organic rice production systems and organic scenarios in the transition period in Iran. *Frontiers in Energy*, 6(4), 341-350. <https://doi.org/10.1007/s11708-012-0206-x>
 26. Mohammadi, A., Rafiee, S., Jafari, A., Keyhani, A., Mousavi-Avval, S.H., & Nonhebel, S. (2014). Energy use efficiency and greenhouse gas emissions of farming systems in north Iran. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 30, 724-733. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.11.012>
 27. Mohammadzadeh, A., Mahdavi Damghani, A., Vafabakhsh, J., & Deihimfard, R. (2017). Assessing energy efficiencies, economy, and global warming potential (GWP) effects of major crop production systems in Iran: a case study in East Azerbaijan province. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(20), 16971-16984. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9253-5>
 28. Nassi, O., Di Nasso, N., Bosco, B., Di Bene, C., Coli, A., Mazzoncini, M., & Bonari, E. (2011). Energy efficiency in long-term Mediterranean cropping systems with different management intensities. *Energy*, 36, 1924-1930. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.06.026>
 29. Nouri-Khajebozlagh, R., Khaledian, M., & Kavooosi-Kalashami, M. (2020). Comparison of water productivity indicators for major crops in Ardabil Plain. *Iranian Journal of Irrigation & Drainage*, 14(3), 894-904. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.1001.1.20087942.1399.14.3.14.1>
 30. Nouri-khajebozlagh, R., Sefidkouhi, M.A.G., & Khoshroavesh, M. (2023). Evaluation of energy indices and greenhouse gas emissions in major horticultural crops and paddy crops in Tajan Plain. *Applied Water Science*, 13(2), 39. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01840-y>
 31. Ojaghlo, H., Ojaghlo, F., Jafari, M.M., Misaghi, F., Nazari, B., & Karami Dehkordi, E. (2023). Effect of irrigation management on water productivity indicators of Alfalfa. *Water and Soil*, 37(2), 165-185. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/jsw.2023.79145.1211>
 32. Pimentel, D. (1980). *Handbook of energy utilization in agriculture*. CRC Press, Boca Raton, FL.
 33. Platis, D.P., Anagnostopoulos, C.D., Tsaboula, A.D., Menexes, G.C., Kalburtji, K.L., & Mamolos, A.P. (2019). Energy analysis, and carbon and water footprint for environmentally friendly farming practices in agroecosystems and agroforestry. *Sustainability*, 11, 1664. <https://doi.org/10.3390/su11061664>
 34. Singh, S., & Mittal, J.P. (1992). *Energy in production agriculture*. Mittal Pub, New Delhi.
 35. Snyder, C., Bruulsema, T., Jensen, T., & Fixen, P. (2009). Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 133, 247-266. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.021>
 36. Vahedi, A., & Zarifneshat, S. (2021). Evaluation energy flow and analysis of energy economy for irrigated wheat production in different geographical regions of Iran. *Journal of Agricultural Machinery*, 11(2), 505-523. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/jam.v11i2.81747>
 37. Zhu, R., Zhao, R., Li, X., Hu, X., Jiao, S., Xiao, L., & Chuai, X. (2023). The impact of irrigation modes on agricultural water-energy-carbon nexus. *Science of The Total Environment*, 860, 160493. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160493>

Effect of Deficit Irrigation on Yield, Fruit Quality and Water Use Efficiency of Grapes cv. Turkmen-4

M. Zokaee Khosroshahi^{1*}, K. Parvizi²

1- Assistant Professor, Department of Horticultural Sciences, Faculty of Agriculture, Malayer University, Malayer, Iran
(*- Corresponding Author Email: mreza.zokaee@malayeru.ac.ir)

2- Associate Professor, Horticulture Crops Research Department, Hamedan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Hamedan, Iran

Received: 13-01-2024
Revised: 28-01-2024
Accepted: 05-02-2024
Available Online: 05-02-2024

How to cite this article:

Zokaee Khosroshahi, M., & Parvizi, K. (2024). Effect of deficit irrigation on yield, fruit quality and water use efficiency of grapes cv. Turkmen-4. *Journal of Water and Soil*, 38(1), 37-49. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/jsw.2024.86374.1369>

Introduction

Water is a critical factor for the growth and fruiting of the grapevines. Considering the water scarcity crisis in Iran and most parts of the world in recent years, it is necessary to apply methods such as deficit irrigation for the optimal management of water use in agriculture. It has been determined that by deliberately reducing water consumption in vineyards, it is possible to preserve the existing water resources and improve the water use efficiency.

Materials and Methods

A research was carried out in summer 2023 in a randomized complete block design with three replications on 8-year-old vines of the Turkmen-4 variety, to investigate the effect of deficit irrigation levels on the quantitative and qualitative traits and water use efficiency of grapevines. The vines were planted with 2 x 4 meter intervals, were trained as a vertical trellis on a bilateral cordon system, and the vineyard was irrigated by drip irrigation. The experimental treatments included full irrigation (providing 100% of vine water requirement; as control), 25% deficit irrigation (providing 75% of vine water requirement) and 50% deficit irrigation (providing 50% of vine water requirement). Irrigation of the vineyard started from May 22 and continued until November 6 at 7-day intervals, according to the conventional procedure. The water requirement of each vine in non-stressed condition was calculated by a class A evaporation pan based on reference crop evapotranspiration (ET_o) and crop coefficient (K_c) throughout the season. Then, the amount of water for each treatment was determined according to the irrigation levels in the treatments and applied in volume form.

Results and Discussion

The amounts of water consumption of control, 25% and 50% deficit irrigation treatments were 5140, 3855 and 2570 m³ per hectare, respectively. The results showed that irrigation levels had a significant effect on the berries length, berries diameter, cluster length, cluster width, berries weight, cluster weight, sugar percentage, chlorophyll index, relative water content, midday leaf water potential, vegetative growth, vine yield, yield index and water use efficiency. The 25% and 50% deficit irrigation treatments caused a decrease of 7.2% and 14.2% of the berry length



©2024 The author(s). This is an open access article distributed under [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source.

<https://doi.org/10.22067/jsw.2024.86374.1369>

compared to full irrigation, respectively. Also, these treatments caused a reduction of 8.3% and 13.9% of the berry diameter, respectively. While the 25% deficit irrigation treatment had no significant effect on the berries sugar content ($^{\circ}$ Brix), the 50% deficit irrigation treatment caused a significant decrease (5%) in sugar content compared to the control. Both relative water content and midday water potential of the leaves decreased significantly with the reduction of irrigation levels. Reducing the level of irrigation led to a significant decrease in the SPAD index and vine vegetative growth. Increasing the intensity of deficit irrigation had a significant negative effect on yield components including berry weight, cluster weight, vine yield and yield index. The highest and lowest yields were obtained from full irrigation and 50% deficit irrigation, respectively but the effect of 25% deficit irrigation on yield reduction was not significant. Although the 25% and 50% deficit irrigation treatments caused a 5.8% and 27.5% decrease in vine yield, respectively but these treatments increased water use efficiency by 34% and 44.5%, respectively compared to the control. The lowest water use efficiency was related to the control (3.53 kg of fresh fruit per cubic meter of water used), while the water use efficiency of vines under 25% and 50% deficit irrigation was 4.73 and 5.10 kg of fruit per cubic meter of water, respectively. The 25% and 50% deficit irrigation treatments had a statistically significant difference with the control in terms of water use efficiency, but the difference between the two was not significant.

Conclusion

In the present study, reducing the volume of irrigation water led to a decrease in vine yield, but what is important is the low yield reduction rate compared to the amount of water consumption. The decrease in vine yield was 5.8% and 27.5%, respectively with a 25% and 50% decrease in water consumption. Also, with 25% and 50% reduction in water consumption, the yield index decreased by 6.1% and 27.3%, respectively. Meanwhile, the water use efficiency of vines increased by 34% and 44.5% in response to 25% and 50% deficit irrigation treatments, respectively. It is recommended to apply 25% deficit irrigation to increase the water use efficiency of Turkmen-4 grapes in climatic conditions of Malayer, but 50% deficit irrigation leads to a decrease in quality of grapes.

Keywords: Drought stress, Grapevine, Irrigation, Water crisis, Water use management

مقاله پژوهشی

جلد ۳۸، شماره ۱، فروردین-اردیبهشت ۱۴۰۳، ص. ۳۷-۴۹

اثر کم آبیاری بر عملکرد کمی و کیفی و کارایی مصرف آب انگور ترکمن ۴

محمد رضا زکائی خسروشاهی^{۱*} - خسرو پرویزی^۲

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۱۰/۲۳

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۱/۱۶

چکیده

با توجه به بحران کم آبی چند سال اخیر در کشور، اعمال روش‌هایی نظیر کم آبیاری برای مدیریت بهینه مصرف آب در بخش کشاورزی امری ضروری می‌نماید. به منظور بررسی اثر سطوح مختلف کم آبیاری بر صفات کمی، کیفی و کارایی مصرف آب تاک، این تحقیق در تابستان ۱۴۰۲ در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی بر روی تاک‌های ۸ ساله رقم ترکمن ۴ در یک تاکستان داربستی واقع در شهرستان ملایر اجرا شد. تیمارهای آزمایش شامل آبیاری کامل (شاهد)، ۲۵ درصد کم آبیاری و ۵۰ درصد کم آبیاری بود. نیاز آبی هر تاک در شرایط بدون تنش آبی، توسط تست تبخیر کلاس A براساس تبخیر و تعرق مبنا (ET₀) و ضریب گیاهی (K_c) در طول فصل محاسبه شده و میزان آب هر تیمار با توجه به دور و سطوح آبیاری در تیمارها تعیین و به صورت حجمی اعمال گردید. میزان مصرف آب در تیمارهای شاهد، ۲۵ درصد کم آبیاری و ۵۰ درصد کم آبیاری به ترتیب، ۵۱۴۰، ۳۸۵۵ و ۲۵۷۰ متر مکعب در هکتار بود. نتایج نشان داد که سطوح آبیاری در سطح احتمال ۱ درصد تأثیر معنی‌داری بر صفات قطر حبه، وزن خوشه، درصد قند، رشد رویشی و کارایی مصرف آب داشت. همچنین، تأثیر سطوح آبیاری بر طول حبه، طول خوشه، عرض خوشه، وزن حبه، شاخص کلروفیل، محتوای نسبی آب، پتانسیل آب نیمروز برگ، عملکرد تاک و شاخص عملکرد در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار بود. بیشترین و کمترین میزان عملکرد به ترتیب، از آبیاری کامل و ۵۰ درصد کم آبیاری حاصل شد، اما اثر ۲۵ درصد کم آبیاری بر کاهش عملکرد معنی‌دار نبود. هرچند تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم آبیاری به ترتیب، موجب کاهش ۵/۸ و ۲۷/۵ درصدی عملکرد تاک گردید، اما کارایی مصرف آب با این تیمارها به ترتیب، ۳۴ و ۴۴/۵ درصد در مقایسه با شاهد افزایش یافت. برای افزایش کارایی مصرف آب انگور ترکمن ۴ در شرایط اقلیمی ملایر، اعمال ۲۵ درصد کم آبیاری قابل توصیه است، اما تیمار ۵۰ درصد کم آبیاری به کاهش کیفیت محصول منجر می‌شود.

واژه‌های کلیدی: آبیاری، بحران آب، تاک انگور، تنش خشکی، مدیریت مصرف آب

مقدمه

(Kaboli et al., 2021). در چنین شرایطی، استفاده از روش‌های مدیریتی که بتوان بدون کاهش و یا با کاهش اندکی در عملکرد، میزان مصرف آب در بخش کشاورزی را کاهش داد، اجتناب‌ناپذیر است. یکی از راهکارهای ارائه شده برای مدیریت بهتر آبیاری اجرای برنامه‌های کم آبیاری از طریق کاهش عامدانه مصرف آب به منظور بهبود کارایی مصرف آب و در عین حال، کاهش حداقلی کمیت و کیفیت محصول می‌باشد (Sun et al., 2023). کم آبیاری عبارت است از استفاده بهتر و

در کشوری مانند ایران که جزو کشورهای خشک و نیمه‌خشک جهان محسوب می‌شود (Mousavi et al., 2020) و با کمبود آب مواجه است، بدون شک اصلاح الگوی مصرف و استفاده بهینه از منابع می‌تواند تداوم تولید غذا را تضمین نماید. میانگین بارندگی ایران (حدود ۲۵۰ میلی‌متر) کمتر از یک‌سوم بارندگی جهان (۸۶۰ میلی‌متر) است

۱- استادیار گروه باغبانی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

* - نویسنده مسئول: (Email: mreza.zokaee@malayeru.ac.ir)

۲- دانشیار بخش تحقیقات علوم زراعی- باغی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی همدان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، همدان، ایران

بیشتر از واحد آب در تولید محصولات کشاورزی (Tong et al., 2021). از نکات مثبت کم آبیاری می‌توان به افزایش کارایی مصرف آب به علت مصرف کمتر آب، کاهش هزینه‌های جاری آبیاری و آب‌بها، و افزایش سطح زیر کشت آبی با آب مازاد اشاره نمود (Emdad, 2017). این تکنیک به سه روش قابل انجام است: ۱- کم آبیاری مداوم (SDI)^۱: کاهش حجم آبیاری در طول فصل رشد به جای آبیاری کامل درختان، ۲- کم آبیاری تنظیم شده (RDI)^۲: کاهش یا حذف آبیاری در مراحل رشد و نموی غیرحساس به تنش خشکی، به منظور ذخیره آب برای مراحل حساس به تنش، ۳- خشکی موضعی ریشه (PRD)^۳: مدیریت مصرف آب در نواحی مختلف ریشه؛ یعنی آبیاری بخش‌های مختلف ریشه به صورت تناوبی.

در خصوص تأثیر کم آبیاری بر انگور تحقیقات زیادی در ایران و دنیا صورت گرفته است. به عنوان مثال، طبق گزارش جلینی (Jolaini, 2006) اعمال ۲۵ و ۵۰ درصد کم آبیاری به ترتیب، موجب کاهش ۱۳ و ۴۳ درصدی عملکرد رقم سلطانی شد و بیشترین کارایی مصرف آب با اعمال ۲۵ درصدی کم آبیاری (۱/۸۴ کیلوگرم انگور به ازای هر متر مکعب آب مصرفی) به دست آمد. تحقیقات دولتی‌بانه و نورجو (Doulati Baneh & Nourjou, 2008) روی شش رقم انگور نشان داد علی‌رغم این که بیشترین عملکرد میوه در تیمار آبیاری کامل به دست آمد، اما بیشترین وزن خوشه در تیمار تأمین ۷۵ درصد نیاز آبی گیاه مشاهده گردید. در آزمایش دیگری، دولتی‌بانه و نورجو (Doulati Baneh & Nourjou, 2012) دریافتند اگرچه کاهش آبیاری به کاهش عملکرد سه رقم قزل اوزوم، ریش‌بابا و رشه منجر گردید، اما اثر ۲۵ درصد کم آبیاری بر کاهش عملکرد از نظر آماری معنی‌دار نبود. این در حالی بود که با کاهش ۲۵ درصدی مصرف آب، بهره‌وری مصرف آب ۳۰ درصد افزایش یافت. نتایج تحقیقات سانتستبان و همکاران (Santesteban et al., 2011) مبنی بر اعمال کم آبیاری بر رقم تمپرانیلو^۴ در اسپانیا در طی چهار سال نشان داد در سال اول با توجه به زمان اعمال کم آبیاری بعد از تشکیل میوه و بعد از تغییر رنگ حبه‌ها تأثیر معنی‌داری بر تعداد خوشه نداشت. عملکرد نهایی تحت تأثیر کم آبیاری کاهش یافت و بر میزان مواد جامد محلول تأثیر معنی‌داری نداشت، در حالی که اثر کم آبیاری بر عملکرد در سه سال بعد معنی‌دار گردید. در انگور رقم موناسترل^۵ در اسپانیا میزان وزن خوشه تحت تأثیر کاهش آب قرار گرفت و هر چه میزان آب دریافتی کاهش یافت، وزن خوشه‌ها کاهش نشان داد، به طوری که در گیاهان شاهد وزن خوشه از حدود ۳۰۰ گرم به حدود ۱۵۰ گرم کاهش یافت (Romero &

Martinez-Cutillas, 2012). در پژوهشی روی رقم کابرنت ساویگنون^۶ در استرالیا نشان داده شد که کم آبیاری در مقایسه با شاهد منجر به کاهش معنی‌دار وزن خوشه گردید و هرچه شدت کم آبیاری بیشتر شد، وزن خوشه کاهش بیشتری نشان داد. همچنین، کم آبیاری منجر به کاهش معنی‌دار عملکرد میوه گردید و هرچه شدت کم آبیاری بیشتر شد، عملکرد در بوته کاهش بیشتری نشان داد. کم آبیاری در مقایسه با شاهد منجر به تغییر معنی‌دار در مواد جامد محلول میوه گردید، اگرچه این تغییر بسته به سال افزایشی و یا کاهشی بود (Edwards & Clingeleffer, 2013). در آزمایشی که کم آبیاری (کاهش ۵۰ درصد آب) در سراسر فصل رشد بر روی رقم شیراز اعمال گردید، تیمار کم آبیاری در مقایسه با شاهد باعث کاهش معنی‌دار وزن خوشه گردید (DeGaris et al., 2015). کم آبیاری در مقایسه با آبیاری کامل باعث کاهش معنی‌دار عملکرد میوه انگور رقم مرلوت^۷ گردید (Herrera et al., 2015). در انگور رقم موناسترل میزان عملکرد میوه تحت تأثیر کاهش آب قرار گرفت و هرچه میزان آب دریافتی کاهش یافت، عملکرد کاهش معنی‌دار نشان داد (Romero et al., 2015). مطالعات دیگری نیز حاکی از بهبود کیفیت میوه انگور (Ju et al., 2019; Lizama et al., 2021) و فرآورده‌های جانبی آن (Valdes et al., 2019; Duan et al., 2021) در نتیجه اعمال کم آبیاری هستند. با این حال، ارجی و همکاران (Arji et al., 2019) با توجه به اثرات منفی کاهش سطح آبیاری بر ویژگی‌های کمی و کیفی انگور یاقوتی (از جمله عملکرد، وزن خوشه و مواد جامد محلول حبه)، اعمال کم آبیاری در اقلیم گرم شهرستان سرپل ذهاب استان کرمانشاه را توصیه نمودند.

با توجه به این که بیش از ۷۰ درصد آب قابل استحصال جهان در بخش کشاورزی مصرف می‌شود (Lovarelli et al., 2016)، بدیهی است چنانچه با استفاده از مدیریت‌های کنترل شده علمی بتوان بدون کاهش معنی‌دار عملکرد محصول در مصرف آب بخش کشاورزی صرفه‌جویی کرد، امکان تعدیل و کنترل بحران‌های ناشی از خشکسالی میسر می‌باشد. در این ارتباط مدیریت کم آبیاری یک مدیریت مناسب و کارآمد به منظور ارتقای کارایی مصرف آب در تاکستان‌ها است که می‌تواند باعث کاهش مصرف آب و حفظ کیفیت میوه در شرایط محدودیت آب باشد. هدف از اجرای این پژوهش بررسی تأثیر تیمارهای کم آبیاری بر عملکرد محصول، کیفیت میوه و همچنین، کارایی مصرف آب انگور ترکمن^۴ در شرایط اقلیمی شهرستان ملایر می‌باشد.

5- Monastrell
6- Cabernet Sauvignon
7- Merlot

1- sustained deficit irrigation (SDI)
2- regulated deficit irrigation (RDI)
3- partial root-zone drying (PRD)
4- Tempranillo

مواد و روش‌ها

مواد گیاهی و محل اجرای آزمایش

این طرح در تابستان ۱۴۰۲ بر روی تاک‌های ۸ ساله رقم ترکمن ۴ در یک تاکستان داربستی واقع در شهرستان ملایر (استان همدان) اجرا شد. تاکستان مورد آزمایش دارای مختصات جغرافیایی به طول ۴۸ درجه و ۹۰ دقیقه و ۱۵ ثانیه شرقی و عرض ۳۴ درجه و ۶ دقیقه و ۲۹ ثانیه شمالی با ارتفاع ۱۹۰۰ متر از سطح دریا می‌باشد (شکل ۱). بر اساس داده‌های هواشناسی ۳۰ ساله ایستگاه هواشناسی ملایر، متوسط حداقل دمای سالانه در این منطقه ۶/۳ و متوسط حداکثر آن ۲۰/۷ درجه سلسیوس است. میانگین بارندگی سالانه ۳۳۲/۲ میلی‌متر است که ۳۵ درصد آن در بهار، ۲ درصد در تابستان، ۳۰ درصد در پاییز و ۳۳ درصد در زمستان می‌بارد. میانگین رطوبت نسبی هوا ۴۵ درصد و تبخیر پتانسیل سالانه ۲۰۱۰ میلی‌متر می‌باشد.

تاک‌ها با فواصل ۴×۲ متر کاشته شده، به روش کوردون دوطرفه تربیت شده بودند و سیستم آبیاری باغ قطره‌ای بود. تاک‌ها به صورت مختلط (کوتاه و بلند) هرس شده و سایر عملیات داشت از جمله تغذیه و کنترل علف‌های هرز باغ طبق عرف منطقه صورت گرفت. قبل از شروع آزمایش، از خاک باغ و آب آبیاری نمونه تهیه شد و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آنها در آزمایشگاه تعیین گردید (جدول‌های ۱ و ۲).

اجرای آزمایش‌ها

این آزمایش در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی و در سه تکرار اجرا شد. هر واحد آزمایشی شامل سه تاک بود. تیمارهای آزمایش شامل ۱- تأمین ۱۰۰ درصد نیاز آبی تاک (آبیاری کامل) به عنوان شاهد، ۲- تأمین ۷۵ درصد نیاز آبی (۲۵ درصد کم‌آبیاری) و ۳- تأمین ۵۰ درصد نیاز آبی (۵۰ درصد کم‌آبیاری) بود.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی محل اجرای آزمایش

Figure 1- Geographical location of the experiment site

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی نمونه خاک تاکستان قبل از آزمایش

Table 1- Some physicochemical characteristics of vineyard soil samples before the experiment

عمق خاک Soil depth (cm)	بافت خاک Soil texture	هدایت الکتریکی EC (dS/m)	pH	آهک T.N.V (%)	کربن آلی Organic carbon (%)	غلظت عناصر Minerals concentration (mg/kg)						
						نیتروژن N	فسفر P	پتاسیم K	منگنز Mn	آهن Fe	روی Zn	مس Cu
0-30	sandy loam	1.09	7.76	22	0.16	980	5	136	2.6	2.4	1.7	0.5
30-60	sandy loam	1.12	7.88	19	0.17	1010	11	259	4.4	3.9	1.3	0.6

جدول ۲- برخی خصوصیات شیمیایی نمونه آب مورد استفاده برای آبیاری باغ
Table 2- Some chemical characteristics of water samples used for vineyard irrigation

نسبت جذب سدیم سدیم SAR	درصد سدیم محلول Soluble Sodium	غلظت املاح Solids concentration (meq/L)								pH	مجموع املاح محلول Total dissolved solids	هدایت الکتریکی EC (dS/m)
		مجموع کاتیون‌ها Total cations	سدیم Na	کلسیم + منیزیم Ca+Mg	مجموع آنیون‌ها Total anions	سولفات Sulfate	کلر Cl	بی‌کربنات Bicarbonate	کربنات Carbonate			
0.51	10.5	10.45	1.10	9.35	10.45	0.90	2.20	7.35	0.0	7.42	669	1.045

ارزیابی و اندازه‌گیری صفات

در اوایل مرداد، یک روز قبل از آبیاری، میزان کلروفیل کل (شاخص SPAD) به کمک دستگاه کلروفیل‌سنج قابل حمل (مدل CL-01، شرکت Hansatech، انگلستان) بر روی برگ‌های بالغ واقع در گره‌های ۱۰-۸ قاعده شاخه‌های بارده اندازه‌گیری شد. محتوای نسبی آب برگ به روش کیرناک و همکاران (Kirmak et al., 2001) و پتانسیل آب برگ نیمروز (Ψ_1) توسط دستگاه محفظه فشار (شرکت زیست ایده‌آل گستر، ایران) اندازه‌گیری شد. در اواخر مرداد، میوه‌های مربوط به هر تیمار به‌صورت جداگانه برداشت و صفات کمی و کیفی میوه ارزیابی گردید. طول و قطر حبه و طول و عرض خوشه به کمک کولیس دیجیتال اندازه‌گیری شد. وزن ۲۰ حبه، وزن خوشه و عملکرد تاک از طریق توزین با ترازوی دقیق تعیین گردید. اسیدیته کل (بی‌اچ) با دستگاه pH متر رومیزی (مدل ۸۶۵۰۲، شرکت AZ، تایوان)، اسید قابل تیتراسیون به روش تیتراسیون با سود ۰/۱ نرمال در حضور معرف فنل فتالئین و درصد قند (درجه بریکس) حبه با دستگاه رفراکتومتر (مدل LH-T80، شرکت ATC، چین) اندازه‌گیری شد. کارایی مصرف آب بر حسب کیلوگرم میوه تازه به ازای متر مکعب آب مصرفی و شاخص عملکرد بر حسب کیلوگرم میوه به ازای سانتی‌متر مربع سطح مقطع عرضی تنه تاک محاسبه شد. رشد رویشی تاک‌ها با توزین شاخه‌های هرس شده هر تاک در پاییز به‌دست آمد.

تجزیه آماری

داده‌های به‌دست آمده به کمک نرم‌افزار SAS-9.4 تجزیه آماری شده و مقایسه میانگین اثر تیمارها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۱ درصد انجام شد. در صورت لزوم، برای آزمایش فرض نرمال بودن داده‌ها از آزمون شاپیرو-ویلک (Shapiro-Wilk test) استفاده شد.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها در جدول ۳ آمده است.

آبیاری تاکستان طبق عرف منطقه، از اول خرداد شروع شده و تا میانه آبان ماه به فواصل ۷ روز صورت گرفت. برای آبیاری هر تاک از دو قطره‌چکان با دبی ۸ لیتر در ساعت که در ارتفاع ۲۵ سانتی‌متری سطح زمین نصب شده‌اند، استفاده شد. نیاز آبی هر تاک (ETc) در شرایط بدون تنش آبی، توسط تشت تبخیر کلاس A (ساخت شرکت سیماب الکترونیک) براساس تبخیر و تعرق مبنا (ETo) و ضریب گیاهی (Kc) در طول فصل محاسبه شده و میزان آب هر تیمار با توجه به دور و سطوح آبیاری در تیمارها تعیین و به‌صورت حجمی اعمال گردید. نیاز آبی خالص در طول فصل بر اساس رابطه ۱ محاسبه شد:

$$ETc = Kc \times ETo \quad (1)$$

بر اساس جدول ضرایب گیاهی منفرد ارائه شده توسط علیزاده و کامالی (Alizadeh & Kamali, 2008)، ضریب گیاهی انگور ۰/۸۵ در نظر گرفته شد. مقدار تبخیر و تعرق روزانه مبنا (ETo) طبق رابطه ۲ برآورد گردید.

$$ETo = Kp \times Ep^{0.8522} \quad (2)$$

در رابطه فوق، Kp ضریب تشت و Ep مقادیر روزانه تبخیر از تشت می‌باشد. ضریب تشت عدد ثابت ۰/۶۶ (ضریب مورد استفاده برای کارهای عملی) در نظر گرفته شد (Alizadeh & Kamali, 2008). سپس، با اعمال ضریب گیاهی، مقدار تبخیر و تعرق روزانه محاسبه شد. با توجه به سن تاک و درصد سایه‌انداز، تبخیر و تعرق به‌دست آمده با استفاده از رابطه ۳ تعدیل گردید:

$$Te = ETc[P_s + 0.15(1 - P_s)] \quad (3)$$

که در آن، Te تبخیر و تعرق تعدیل شده و P_s درصد پوشش گیاهی می‌باشد که با اندازه‌گیری سطح سایه‌انداز و آرایش کاشت (فواصل ۲×۴ متر) تعیین می‌شود. نیاز ناخالص آبیاری با کسر باران مؤثر از مقدار آب مورد نیاز درخت و در نظر گرفتن راندمان آبیاری (۹۰ درصد) محاسبه گردیده و مقدار آب مورد نیاز تیمارهای آبیاری با توجه به درصد کم‌آبیاری برآورد شد. به‌طور کلی، مقدار آب مصرفی هر تاک در طول فصل رشد برای تیمار شاهد ۴/۱۱ متر مکعب بود و بر همین اساس، برای تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم‌آبیاری، به‌ترتیب ۲/۸۷ و ۲/۰۶ متر مکعب برای هر تاک مصرف گردید. حجم آب مصرف تاک‌ها با تغییر تعداد ساعت‌های آبیاری تنظیم گردید.

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس اثر تیمارهای کم‌آبیاری بر صفات مورد ارزیابی انگور ترکمن ۴

Table 3- ANOVA results of the effect of deficit irrigation treatments on investigated traits of Turkmen-4 grapes

منابع تغییر S.O.V	تیمار Treatment	بلوک Block	خطا Error	ضریب تغییرات CV (%)
درجه آزادی Df	2	2	4	-
طول حبه Berry length	3.88 *	2.46 *	0.23	3.20
قطر حبه Berry diameter	1.89 **	0.20 ^{ns}	0.07	2.44
طول خوشه Cluster length	11.78 *	0.18 ^{ns}	1.29	5.51
عرض خوشه Cluster width	6.16 *	1.98 ^{ns}	0.65	6.32
اسیدیته کل pH	0.097 ^{ns}	0.213 ^{ns}	0.037	5.79
اسید قابل تیتراسیون Titratable acid	0.005 ^{ns}	0.000 ^{ns}	0.002	6.03
قند حبه Berry sugars	1.25 **	0.27 *	0.026	7.00
شاخص کلروفیل SPAD index	10.94 *	1.81 ^{ns}	1.26	7.26
محتوای نسبی آب Relative water content	107.99 *	7.99 ^{ns}	10.56	3.74
پتانسیل آب برگ Leaf water potential	0.028 *	0.004 ^{ns}	0.003	4.17
رشد رویشی Vegetative growth	0.73 **	0.004 ^{ns}	0.017	4.55
وزن ۲۰ حبه 20 berries weight	45.53 *	2.66 ^{ns}	5.41	6.96
وزن خوشه Cluster weight	10108 **	2236 *	281.3	3.06
عملکرد تاک Vine yield	13.16 *	1.19 ^{ns}	0.75	6.73
شاخص عملکرد Yield index	0.03 *	0.00 ^{ns}	0.002	7.35
کارایی مصرف آب Water use efficiency	2.01 **	0.05 ^{ns}	0.09	6.59

ns و * و **: به ترتیب، غیرمعنی‌دار و معنی‌دار در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد
ns, * and **: non-significant and significant at $p \leq 0.01$ and $p \leq 0.05$, respectively.

فقط اختلاف تیمار ۵۰ درصد کم‌آبیاری با شاهد از نظر آماری معنی‌دار بود. همچنین، تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم‌آبیاری به ترتیب، باعث کاهش ۸/۳ و ۱۳/۹ درصدی قطر حبه در مقایسه با شاهد گردید و اختلاف هر دو تیمار با شاهد معنی‌دار بود. همسو با یافته‌های پژوهش حاضر، کاهش قطر حبه سه رقم قزل اوزوم، ریش بابا و رشه در واکنش به اعمال کم‌آبیاری توسط دولتی بانه و نورجو (Doulati Baneh & Nourjou, 2012) نیز گزارش شده است. در انگور زینوماورو، کم‌آبیاری باعث کاهش اندازه حبه شد (Alatzas et al., 2023). با این حال، اندازه حبه رقم کابرنت ساویگنون تحت تأثیر تیمارهای کم‌آبیاری قرار نگرفت (Duan et al., 2021).

براساس این نتایج، تیمارهای کم‌آبیاری تأثیر معنی‌داری بر اسیدیته کل و اسید قابل تیتراسیون حبه نداشت، در حالی که اثر تیمارها بر صفاتی مثل قطر حبه، محتوای قند حبه، وزن خوشه، رشد رویشی تاک و کارایی مصرف آب تاک در سطح احتمال ۱ درصد و بر سایر صفات ارزیابی شده در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار بود.

ابعاد حبه و خوشه

کاهش سطح آبیاری به کاهش معنی‌دار ابعاد حبه انگور منجر شد (جدول ۴). تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم‌آبیاری به ترتیب، موجب کاهش ۷/۲ و ۱۴/۲ درصدی طول حبه در مقایسه با آبیاری کامل گردید، هرچند

جدول ۴- مقایسه میانگین‌های صفات کمی و کیفی انگور ترکمن ۴ تحت تیمارهای مختلف کم‌آبیاری

Table 4- Comparing the averages of quantitative and qualitative traits of Turkmen-4 grapes under different treatments of deficit irrigation

صفت Traits	تیمارهای کم‌آبیاری Deficit irrigation treatments		
	شاهد (آبیاری کامل) Control (full irrigation)	۲۵ درصد کم‌آبیاری 25% deficit irrigation	۵۰ درصد کم‌آبیاری 50% deficit irrigation
طول حبه Berry length (mm)	13.73 ± 1.20 ^b	14.85 ± 0.70 ^{ab}	13.73 ± 1.20 ^b
قطر حبه Berry diameter (mm)	9.80 ± 0.15 ^b	10.44 ± 0.24 ^b	9.80 ± 0.15 ^b
طول خوشه Cluster length (mm)	18.73 ± 0.68 ^b	20.42 ± 1.12 ^b	18.73 ± 0.68 ^b
عرض خوشه Cluster width (mm)	11.25 ± 1.07 ^b	12.88 ± 0.98 ^{ab}	11.25 ± 1.07 ^b
اسیدیته pH	3.47 ± 0.28 ^a	3.38 ± 0.35 ^a	3.47 ± 0.28 ^a
اسید قابل تیتراسیون Titratable acidity (%)	0.64 ± 0.05 ^b	0.67 ± 0.03 ^{ab}	0.64 ± 0.05 ^b
قند حبه Berry sugars (°Brix)	22.20 ± 0.36 ^b	23.27 ± 0.31 ^a	22.20 ± 0.36 ^b
کلروفیل Chlorophyll (SPAD index)	13.75 ± 1.03 ^b	15.11 ± 1.05 ^b	13.75 ± 1.03 ^b
رشد رویشی Vegetative growth (kg)	2.34 ± 0.13 ^c	2.89 ± 0.09 ^b	2.34 ± 0.13 ^c
محتوای نسبی آب Relative water content (%)	80.7 ± 2.9 ^b	87.3 ± 4.0 ^a	80.7 ± 2.9 ^b
پتانسیل آب نیمروز برگ Midday leaf water potential (MPa)	-1.34 ± 0.08 ^b	-1.20 ± 0.05 ^a	-1.34 ± 0.08 ^b
وزن ۲۰ حبه 20 berries weight (g)	29.67 ± 1.91 ^b	33.20 ± 1.69 ^b	29.67 ± 1.91 ^b
وزن خوشه Cluster weight (g)	482.3 ± 36.1 ^b	565.7 ± 26.4 ^a	482.3 ± 36.1 ^b
عملکرد تاک Vine yield (kg vine ⁻¹)	10.49 ± 0.64 ^b	13.62 ± 0.95 ^a	10.49 ± 0.64 ^b
شاخص عملکرد Yield index (kg per cm ²)	0.48 ± 0.03 ^b	0.62 ± 0.05 ^a	0.48 ± 0.03 ^b
کارایی مصرف آب Water use efficiency (kg per m ³)	5.10 ± 0.31 ^a	4.73 ± 0.33 ^a	5.10 ± 0.31 ^a

* در هر ردیف، میانگین‌های دارای حروف غیرمشابه در سطح احتمال ۱ درصد اختلاف آماری معنی‌داری با یکدیگر دارند.

* In each row, the averages with dissimilar letters have a statistically significant difference at $p \leq 0.01$.

موجب کاهش اسیدیته (افزایش پی‌اچ) و کاهش اسید قابل تیتراسیون حبه شد، اما بین تیمارهای مختلف تفاوت معنی‌داری از نظر اسیدیته مشاهده نمی‌شود. همچنین، تیمار ۲۵ درصد کم‌آبیاری اثر معنی‌داری بر اسید قابل تیتراسیون میوه نداشت، اما تیمار ۵۰ درصد کم‌آبیاری به کاهش معنی‌دار میزان اسید حبه در مقایسه با شاهد منجر گردید. همسو با این یافته‌ها، کاهش مقدار اسید و افزایش پی‌اچ حبه انگور در واکنش به اعمال کم‌آبیاری توسط محققان مختلف گزارش شده است (Doulati Baneh & Nourjou, 2012; Fattahi-Naghani *et al.*, 2019; Duan *et al.*, 2021) که به نظر می‌رسد دلیل آن تجزیه اسیدهای آلی حبه باشد. از سوی دیگر، کاهش آبیاری تأثیر معنی‌داری بر اسیدیته و مواد جامد محلول حبه‌های رقم یاقوتی نداشت (Arji *et al.*, 2019).

طول و عرض خوشه انگور به طور معنی‌داری تحت تأثیر سطوح آبیاری قرار گرفت (جدول ۴). تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم‌آبیاری طول خوشه را به ترتیب، به میزان ۱۰/۹ و ۱۷/۴ درصد در مقایسه با آبیاری کامل کاهش داد و اختلاف آماری هر دو تیمار با شاهد معنی‌دار بود. همچنین، تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم‌آبیاری به ترتیب، به کاهش ۸/۷ و ۲۰/۳ درصدی عرض خوشه در مقایسه با شاهد منجر گردید، هرچند فقط اختلاف تیمار ۵۰ درصد کم‌آبیاری با شاهد معنی‌دار بود. همسو با نتایج مطالعه حاضر، کاهش عرض خوشه در واکنش به اعمال کم‌آبیاری توسط دولتی بانه و نورجو (Doulati Baneh & Nourjou, 2012) نیز گزارش شده است.

صفات کیفی حبه

براساس نتایج مقایسه میانگین‌ها (جدول ۴)، اعمال کم‌آبیاری

وضعیت آبی گیاه

همانطور که نتایج مقایسه میانگین‌ها (جدول ۴) نشان می‌دهد، محتوای نسبی آب برگ و پتانسیل آب نیمروز برگ به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر سطوح آبیاری قرار گرفت. تیمار ۲۵ درصد کم آبیاری محتوای نسبی آب و پتانسیل آب برگ را به‌ترتیب، به میزان ۵/۸ و ۳/۴ درصد کاهش داد، هرچند اختلاف این تیمار با شاهد معنی‌دار نبود. تیمار ۵۰ درصد کم آبیاری به‌ترتیب به کاهش ۱۲/۹ و ۱۵/۵ درصدی محتوای نسبی آب و پتانسیل آب برگ در مقایسه با آبیاری کامل منجر شد و در هر دو صفت اختلاف آن با شاهد از نظر آماری معنی‌دار بود. همسو با نتایج پژوهش حاضر، اعمال کم آبیاری (با تأمین ۶۰ درصد نیاز آبی) موجب کاهش محتوای نسبی آب برگ انگور عسکری شد (Fattahi-Naghani et al., 2019). همچنین، باسوی و همکاران (Basso et al., 2021) منفی‌تر شدن پتانسیل آب (قبل از طلوع آفتاب و نیمروز) برگ انگور سیراه در نتیجه اعمال کم آبیاری را گزارش کردند که نتایج پژوهش حاضر را تأیید می‌نماید. وضعیت آبی گیاه ارتباط مستقیم با مقدار آب در دسترس ریشه‌ها دارد و از آنجایی که رطوبت پیرامون ریشه‌ها با کاهش حجم آبیاری تغییر می‌یابد، وضعیت آبی گیاه نیز تحت تأثیر تیمار کم آبیاری دستخوش تغییر می‌شود. برتامینی و همکاران (Bertamini et al., 2006) گزارش کردند که کمبود آب در گیاه انگور موجب کاهش محتوای نسبی آب برگ می‌شود.

شاخص کلروفیل و رشد رویشی

بر اساس نتایج مقایسه میانگین‌ها (جدول ۴)، کاهش سطح آبیاری به کاهش معنی‌دار میزان کلروفیل برگ (شاخص SPAD) منجر گردید. تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم آبیاری به‌ترتیب موجب کاهش ۱۳/۸ و ۲۱/۵ درصدی کلروفیل برگ در مقایسه با آبیاری کامل شدند و اختلاف هر دو تیمار با شاهد معنی‌دار بود. همسو با نتایج پژوهش حاضر، کاهش میزان کلروفیل برگ انگور در نتیجه کاهش آبیاری توسط برتامینی و همکاران (Bertamini et al., 2006) نیز گزارش شده است. همچنین، کم آبیاری به کاهش معنی‌دار رشد رویشی تاک منجر گردید که با نتایج پرز-آلوارز و همکاران (Perez-Alvarez et al., 2021) و مارتینز-مورنو و همکاران (Martinez-Moreno et al., 2023) مبنی بر کاهش وزن هرس متناسب با کاهش میزان مصرف آب همخوانی دارد. در پژوهش حاضر، تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم آبیاری رشد رویشی تاک را به‌ترتیب، ۱۳/۲ و ۲۹/۷ درصد در مقایسه با آبیاری کامل کاهش دادند. با کاهش سطح آبیاری کاهش بیشتری در رشد رویشی تاک‌ها مشاهده گردید، به‌طوری‌که اختلاف بین دو تیمار ۲۵ و ۵۰ درصد کم آبیاری از نظر آماری معنی‌دار بود. این یافته‌ها حاکی از آن هستند

در حالی که تیمار ۲۵ درصد کم آبیاری اثر معنی‌داری بر درصد قند (درجه بریکس) حبه نداشت، تیمار ۵۰ درصد کم آبیاری موجب کاهش معنی‌دار (۵ درصدی) محتوای قند حبه در مقایسه با شاهد شد. همسو با نتایج این پژوهش، کم آبیاری در انگورهای سیراه^۱ (Basso et al., 2021) و ریفوسک^۲ (Calderan et al., 2021) به کاهش مواد جامد محلول حبه منجر گردید. کاهش محتوای قند حبه در شرایط تنش آبی ممکن است به دلیل کاهش فتوسنتز و تولید مواد قندی در شرایط تنش آبی باشد. دو و همکاران (Du et al., 2008) گزارش کردند که تنش آبی باعث کندی رشد، تأخیر در رسیدگی میوه و کاهش کیفیت میوه می‌شود. پرز-آلوارز و همکاران (Perez-Alvarez et al., 2021) نشان دادند که کم آبی می‌تواند زمان آغاز و طول دوره رسیدن میوه انگور را تحت تأثیر قرار دهد. مشخص شده است که وضعیت آب تاک بر ظرفیت فتوسنتز تاک تأثیر می‌گذارد و بنابراین، غلظت پایین مواد جامد محلول در تیمارهای کم آبیاری می‌تواند به این دلیل باشد که تنش آبی باعث کاهش سرعت جذب خالص و در نتیجه، کاهش تجمع قندها در طول دوره رسیدن میوه می‌شود (Santesteban et al., 2017). به هر حال، در منابع علمی، گزارشات متناقضی در رابطه با تغییرات قند حبه ارقام مختلف انگور در واکنش به کم آبیاری وجود دارد. دی‌وایو و همکاران (Di Vaio et al., 2001) گزارش کردند کم آبیاری به کاهش درصد قند رقم کابرننت ساویگنون منجر می‌شود. در گزارش دیگری، کم آبیاری در مقایسه با شاهد منجر به تغییرات معنی‌دار مواد جامد محلول میوه رقم کابرننت ساویگنون گردید، هرچند این تغییر بسته به سال افزایشی و یا کاهشی بود (Edwards & Clingeleffer, 2013). اگرچه یوریارت و همکاران (Uriarte et al., 2016) نشان دادند تیمارهای کم آبیاری تأثیر معنی‌داری بر میزان مواد جامد محلول حبه رقم تمپرانیلو ندارد، در تحقیقات دولتی بانه و نورجو (Doulati Baneh & Nourjou, 2012) روی سه رقم قزل اوزوم، ریش بابا و رشه نیز کم آبیاری به افزایش محتوای قند حبه منجر شد. در انگور کابرننت ساویگنون نیز کم آبیاری موجب افزایش محتوای قندهای حبه گردید (Duan et al., 2021). ما و همکاران (Ma et al., 2023) افزایش ۸/۸ درصدی محتوای قند حبه را در اثر کاهش آبیاری در رقم چاردونای^۳ گزارش نمودند. این تناقض ممکن است به دلیل تفاوت در شدت تنش رطوبتی به کار رفته در آزمایشات مختلف باشد. میراس-آوالوس و اینتریگیولو (Miras-Avalos & Intrigliolo, 2017) به این نتیجه رسیدند که درجه معینی از تنش آبی (تا پتانسیل اسمزی -۱/۳- مگاپاسکال) برای تجمع قند در انگور مفید است، اما زمانی که این آستانه فراتر رفت، مواد جامد محلول حبه کاهش یافت.

که محتوای کلروفیل برگ و قدرت رشد رویشی تاک بسیار حساس به تنش آبی بوده و تحت تأثیر سطح آبیاری قرار می‌گیرند. تنش کم‌آبی یکی از عوامل محدود کننده رشد در گیاهان است. نتایج تحقیقات متعدد حاکی از آن است که هر چه حجم آبیاری کاهش یابد، وزن هرس به‌عنوان شاخصی از قدرت رشد رویشی تاک کاهش بیشتری نشان می‌دهد. در انگور رقم موناسترل میزان وزن شاخه‌های هرس شده با افزایش شدت تنش خشکی کاهش معنی‌دار نشان داد (Romero & Martinez-Cutillas, 2012). کاهش رشد رویشی شاخه‌ها در واکنش به اعمال کم‌آبیاری توسط دولتی بانه و نورجو (Doulati Baneh & Nourjou, 2012) و ارجی و همکاران (Arji et al., 2019) نیز گزارش شده است که با نتایج مطالعه حاضر مطابقت می‌نماید. بدیهی است که وجود آب کافی برای تقسیم و انبساط سلول های گیاهی ضرورت دارد و در صورت محدودیت تقسیم و انبساط سلولی در شرایط تنش آبی، رشد رویشی نیز کاهش خواهد یافت.

اجزای عملکرد (وزن حبه، وزن خوشه، عملکرد تاک و شاخص عملکرد)

براساس نتایج مقایسه میانگین‌ها (جدول ۴)، میانگین وزن حبه و خوشه انگور ترکمن ۴ به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر تیمارهای کم‌آبیاری کاهش یافت. تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم‌آبیاری به‌ترتیب، به کاهش ۱۱/۳ و ۲۰/۸ درصدی میانگین وزن ۲۰ حبه در مقایسه با شاهد گردید. همچنین، میانگین وزن خوشه در اثر تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم‌آبیاری به‌ترتیب، به میزان ۴/۸ و ۱۸/۸ درصد کاهش یافت، هرچند فقط اختلاف تیمار ۵۰ درصد کم‌آبیاری با شاهد معنی‌دار بود. همسو با نتایج پژوهش حاضر، فتاحی ناغانی و همکاران (Fattahi-Naghani et al., 2019) نشان دادند که کم‌آبیاری باعث کاهش وزن حبه انگور عسکری شد. همچنین، پزر-آلوارز و همکاران (Perez-Alvarez et al., 2021) کاهش وزن حبه رقم بوبال^۱ در اثر کم‌آبیاری (تأمین فقط ۳۵ درصد نیاز آبی تاک) را گزارش نمودند. به همین ترتیب، کاهش وزن حبه و وزن خوشه در واکنش به اعمال کم‌آبیاری توسط دولتی بانه و نورجو (Doulati Baneh & Nourjou, 2012)، ارجی و همکاران (Arji et al., 2019)، باسوی و همکاران (Basso et al., 2021) و آلاتزاس و همکاران (Alatzas et al., 2023) نیز گزارش شده است. تحقیقات دولتی بانه و نورجو (Doulati Baneh & Nourjou, 2008) روی شش رقم انگور نشان داد علی‌رغم این که بیشترین عملکرد میوه در تیمار آبیاری کامل به‌دست آمد، اما بیشترین وزن خوشه در تیمار تأمین ۷۵ درصد نیاز آبی گیاه مشاهده گردید. نویسندگان دلیل این امر را افزایش رشد رویشی بوته‌ها در شرایط آبیاری کامل عنوان نمودند. از طرفی دیگر، ریزش گل و حبه‌های انگور در مرحله تشکیل میوه در

بوته‌هایی با رشد رویشی زیاد بیشتر می‌گردد. بنابراین، وزن خوشه در بوته‌هایی که آب کمتری دریافت نموده‌اند، افزایش می‌یابد. در انگور رقم موناسترل در اسپانیا میزان وزن خوشه تحت تأثیر کاهش آب قرار گرفت و هر چه میزان آب دریافتی کاهش یافت، وزن خوشه‌ها کاهش نشان داد، به‌طوری‌که در گیاهان شاهد وزن خوشه از ۳۰۰ گرم به ۱۵۰ گرم کاهش یافت (Romero & Martinez-Cutillas, 2012). نتایج پژوهشی بر روی رقم کابرنت ساویگنون در استرالیا نشان داد کم‌آبیاری در مقایسه با شاهد منجر به کاهش معنی‌دار وزن خوشه گردید و هرچه شدت کم‌آبیاری بیشتر شد، وزن خوشه کاهش بیشتری نشان داد (Edwards & Clingeleffer, 2013). در انگور رقم شیراز، تیمار ۵۰ درصد کم‌آبیاری در مقایسه با شاهد باعث کاهش معنی‌دار وزن خوشه گردید (DeGaris et al., 2015).

نتایج مقایسه میانگین‌ها (جدول ۴) نشان می‌دهد که عملکرد تاک (کیلوگرم میوه در هر تاک) و شاخص عملکرد (کیلوگرم میوه به ازای سطح مقطع تنه) هر دو تحت تأثیر کاهش حجم آبیاری کاهش یافت. این یافته‌ها با نتایج مطالعه پزر-آلوارز و همکاران (Perez-Alvarez et al., 2021) روی انگور بوبال و آلاتزاس و همکاران (Alatzas et al., 2023) روی رقم زینوماورو مطابقت داد که دریافتند عملکرد تاک با کاهش رطوبت در دسترس آن کاهش می‌یابد، اگرچه پاسخ گیاه بسته به شرایط اقلیمی، میزان آبیاری (شدت تنش) و طول دوره تنش متفاوت است. در پژوهش حاضر، تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم‌آبیاری به‌ترتیب، به کاهش ۵/۸ و ۲۷/۵ درصدی عملکرد تاک در مقایسه با آبیاری کامل منجر شد. همچنین، شاخص عملکرد تحت تأثیر تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم‌آبیاری به‌ترتیب، به میزان ۶/۱ و ۲۷/۳ درصد کاهش یافت. در هر دو صفت، تیمار ۲۵ درصد کم‌آبیاری اختلاف معنی‌داری با شاهد نداشت، اما اختلاف تیمار ۵۰ درصد کم‌آبیاری با شاهد معنی‌دار بود. با افزایش شدت کم‌آبیاری، نرخ کاهش عملکرد نیز افزایش یافت. بنابراین، جهت حصول تولید مناسب بایستی در اعمال مقادیر بیشتر تنش آبی با احتیاط عمل نمود. با توجه به این که کاهش ۲۵ درصدی مصرف آب منجر به کاهش معنی‌دار عملکرد نشد، جهت استفاده بهینه از منابع آب، اعمال ۲۵ درصد کم‌آبیاری با اطمینان کافی قابل توصیه می‌باشد. قبلاً نیز ۲۵ درصد کم‌آبیاری برای افزایش کارایی مصرف آب در تاکستان‌های منطقه مشهد توسط جلینی (Jolaini, 2006) و آذربایجان غربی توسط دولتی بانه و نورجو (Doulati Baneh & Nourjou, 2012) توصیه شده است.

همسو با نتایج پژوهش حاضر، تأمین ۶۰ درصد نیاز آبی تاک به کاهش معنی‌دار عملکرد انگور عسکری منجر شد (Fattahi-Naghani et al., 2019). دولتی بانه و نورجو (Doulati Baneh & Nourjou, 2012) دریافتند اگرچه کاهش آبیاری به کاهش عملکرد سه رقم قزل

اوزوم، ریش بابا و رشه منجر گردید، اما اثر ۲۵ درصد کم آبیاری بر کاهش عملکرد از نظر آماری معنی دار نبود. کم آبیاری منجر به کاهش معنی دار عملکرد میوه رقم کابرنت ساویگنون گردید و هرچه شدت کم آبیاری بیشتر شد، عملکرد در بوته کاهش بیشتری نشان داد (Edwards & Clingeleffer, 2013). اعمال کم آبیاری در مقایسه با آبیاری کامل باعث کاهش معنی دار عملکرد ارقام کشمش (Jolaini, 2006)، مرلوت (Herrera et al., 2015)، موناسترل (Romero et al., 2015) و یاقوتی (Arji et al., 2019) گردید. با توجه به کاهش میانگین وزن حبه در اثر تیمارهای کم آبیاری که در پژوهش حاضر مشاهده گردید، به نظر می رسد کاهش عملکرد عمدتاً ناشی از کاهش اندازه حبه در شرایط تنش آبی می باشد. پرز-آلوارز و همکاران (Perez-Alvarez et al., 2021) همبستگی بالای عملکرد با وزن حبه تاک های تحت کم آبیاری را گزارش کردند که نتایج پژوهش حاضر را تأیید می نماید. به عقیده دولتی بانه و نورجو (Doulati Baneh & Nourjou, 2012)، در شرایط کم آبیاری حجم سلول های میوه کمتر از شرایط طبیعی است و همچنین به دلیل رشد رویشی کم، سطح برگی تاک و در نتیجه، مقدار مواد فتوسنتزی کمتر از شرایط آبیاری کامل می باشد و این یکی از دلایل کاهش وزن میوه و عملکرد در شرایط تنش کم آبی می باشد.

نتیجه گیری

در پژوهش حاضر، کاستن از حجم آب آبیاری به کاهش عملکرد محصول منجر گردید، اما آنچه مهم است کم بودن نرخ کاهش عملکرد در مقایسه با مقدار مصرف آب می باشد. کاهش عملکرد تاک با کاهش ۲۵ و ۵۰ درصد مصرف آب به ترتیب، ۵/۸ و ۲۷/۵ درصد بود. همچنین، با کاهش ۲۵ و ۵۰ درصدی مصرف آب، شاخص عملکرد به ترتیب، ۶/۱ و ۲۷/۳ درصد افت داشت. این در حالی است که کارایی مصرف آب تاک در واکنش به تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم آبیاری به ترتیب، ۳۴ و ۴۴/۵ درصد افزایش یافت. تیمار ۵۰ درصد کم آبیاری موجب کاهش معنی دار شاخص کلروفیل، وضعیت رطوبتی گیاه، رشد رویشی تاک، ابعاد حبه، اندازه و وزن خوشه و ویژگی های کیفی حبه انگور ترکمن ۴ شد و بنابراین، در شرایط اقلیمی ملایر برای این رقم قابل توصیه نمی باشد. از سوی دیگر، اثر منفی تیمار ۲۵ درصد کم آبیاری بر صفات مذکور از نظر آماری معنی دار نبوده و این تیمار را می توان در راستای کاهش مصرف آب و استفاده بهینه از منابع آب در منطقه ملایر به انگورکاران توصیه نمود.

سپاسگزاری

نویسندگان مقاله از جناب آقای مهندس علیرضا براتی مسئول محترم ایستگاه تحقیقات انگور ملایر به خاطر کمک های بی دریغ در اجرای این پژوهش کمال قدردانی و تشکر را به عمل می آورند.

کارایی مصرف آب

براساس نتایج مقایسه میانگین ها (جدول ۴)، کاهش حجم آبیاری به افزایش معنی دار کارایی مصرف آب انگور ترکمن ۴ منجر شد. کمترین کارایی مصرف آب مربوط به تیمار شاهد بود (۳/۵۳ کیلوگرم میوه تازه بر متر مکعب آب مصرفی)، در حالی که کارایی مصرف آب تاک های تحت ۲۵ و ۵۰ درصد کم آبیاری به ترتیب، ۴/۷۳ و ۵/۱۰ کیلوگرم میوه بر متر مکعب آب بود. به بیانی دیگر، تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم آبیاری به ترتیب، موجب افزایش ۳۴/۰ و ۴۴/۵ درصدی کارایی مصرف آب شدند. این تیمارها اختلاف آماری معنی داری با شاهد داشتند، اما اختلاف آن دو با یکدیگر معنی دار نبود. همسو با نتایج پژوهش حاضر، در آزمایشی روی نهال های جوان انگور کشمش، کارایی مصرف آب با تیمارهای ۲۵ و ۵۰ درصد کم آبیاری نسبت به آبیاری کامل به ترتیب، ۱۷ و ۹ درصد بیشتر بوده است (Jolaini, 2006). فتاحی ناغانی و همکاران (Fattahi-Naghani et al., 2019) نیز گزارش کردند که در رقم عسکری، کارایی مصرف آب تاک با اعمال تنش کم آبی افزایش یافت. همچنین، دولتی بانه و نورجو (Doulati Baneh & Nourjou, 2012) دریافتند که با کاهش ۲۵ درصدی

References

1. Alatzas, A., Theocharis, S., Miliordos, D.E., Kotseridis, Y., Koundouras, S., & Hatzopoulos, P. (2023). Leaf removal and deficit irrigation have diverse outcomes on composition and gene expression during berry development

- of *Vitis vinifera* L. cultivar Xinomavro. *OENO One*, 57(1), 289-305. <https://doi.org/10.20870/oeno-one.2023.57.1.7191>
2. Alizadeh, A., & Kamali, G. (2008). Crops water requirements in Iran. Imam Reza University, Mashhad, Iran, 228 pages. (In Persian)
 3. Arji, I., Mahnam, S., & Hadavi, I. (2019). Effect of reduced irrigation and pruning severity on quality and quantity of Yaghooti grape in the environmental condition of Sarpole Zehab, Kermanshah province. *Plant Production Technology*, 19(1), 89-102. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22084/ppt.2017.9998.1568>
 4. Bassoi, L.H., Correia, J.S., Dos Santos, A.R.L., Silva, J.A., & Costa, B. (2015). Deficit irrigation in grapevine cv. Syrah during two growing seasons in the Brazilian semiarid. *Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering*, 35(3), 430-441. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agríc.v35n3p430-441/2015>
 5. Bassoi, L.H., de Melo Chaves, A.R., & Teixeira, R.P. (2021). Responses of 'Syrah' grapevine to deficit irrigation in the Brazilian semi-arid region. *Agricultural Water Management*, 258, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107186>
 6. Bertamini, M., Zulini, L., Muthuchelian, K., & Nedunchezian, N. (2006). Effect of water deficit on photosynthetic and other physiological responses in grapevine (*Vitis vinifera* L. cv. Riesling) plants. *Photosynthetica*, 44(1), 151-154. <https://doi.org/10.1007/s11099-005-0173-0>
 7. Calderan, A., Sivilotti, P., Braidotti, R., Mihelcic, A., Lisjak, K., & Vanzo, A. (2021). Managing moderate water deficit increased anthocyanin concentration and proanthocyanidin galloylation in "Refosk" grapes in Northeast Italy. *Agricultural Water Management*, 246, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106684>
 8. DeGaris, K.A., Walker, R.R., Loveys, B.R., & Tyerman, S.D. (2015). Impact of deficit irrigation strategies in a saline environment on Shiraz yield, physiology, water use and tissue ion concentration. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, 21(3), 468-478. <https://doi.org/10.1111/ajgw.12151>
 9. Di Vaio, C., Cirillo, C., Boselli, M., & Masi, E. (2001). Dry matter accumulation and partitioning of Cabernet Sauvignon pot-grown vines under different water regimes. *Advanced in Horticulture Science*, 15, 25-30.
 10. Doulati Baneh, H., & Nourjou, A. (2008). The effect of different levels of irrigation on the yield and quality of six grape varieties. Final report of the research project. Agricultural Research and Education Organization, 29 Pages. (In Persian)
 11. Doulati Baneh, H., & Nourjou, A. (2012). Effect of deficit irrigation on quantitative and quality traits of fruit and water productivity of three grapevine cultivars. *Seed and Plant Production*, 2-27(4), 435-450. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22092/SPPJ.2017.110447>
 12. Duan, B., Ren, Y., Zhao, Y., Merkeryan, H., Su-Zhou, C., Li, Y., Mei, Y., & Liu, X. (2021). An adequate regulated deficit irrigation strategy improves wine astringency perception by altering proanthocyanidin composition in Cabernet Sauvignon grapes. *Scientia Horticulturae*, 285(110182), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2021.110182>
 13. Du, T.S., Kang, S.Z., Zhang, J.H., Li, F.S., & Yan, B.U. (2008). Water use efficiency and fruit quality of table grape under alternate partial root-zone drip irrigation. *Agricultural Water Management*, 95, 659-668. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.01.017>
 14. Edwards, E.J., & Clingeffer, P.R. (2013). Interseasonal effects of regulated deficit irrigation on growth, yield, water use, berry composition and wine attributes of Cabernet Sauvignon grapevines. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, 19, 261-276. <https://doi.org/10.1111/ajgw.12027>
 15. Emdad, M. (2017). Deficit irrigation in the form of partial root-zone drying; a solution to increase the water use efficiency in orchards. Soil and Water Research Institute, publication No. 52583, 13 pages. (In Persian)
 16. Fattahi-Naghani, F., Ghobadinia, M., Mohammadkhani, A., & Nori Emamzadeie, M. (2019). Effect of irrigation management (system type and water stress) on yield and physiological indices of grapes (case study: Naghang region). *Journal of Water and Soil*, 32(6), 1069-1080. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/JSW.V32I6.67733>
 17. Herrera, J.C., Bucchetti, B., Sabbatini, P., Comuzzo, P., Zulini, L., Vecchione, A., Peterlunger, E., & Castellarin, S.D. (2015). Effect of water deficit and severe shoot trimming on the composition of *Vitis vinifera* L. Merlot grapes and wines. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, 21, 254-265. <https://doi.org/10.1111/ajgw.12143>
 18. Jolaini, M. (2006). Investigation of the effect of drip irrigation methods and different levels of water on yield and water use efficiency of grape. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 7(28), 69-78. (In Persian with English abstract)
 19. Ju, Y., Yang, B., He, S., Tu, T., Min, Z., Fang, Y., & Sun, X. (2019). Anthocyanin accumulation and biosynthesis are modulated by regulated deficit irrigation in Cabernet Sauvignon (*Vitis Vinifera* L.) grapes and wines. *Plant Physiology and Biochemistry*, 135, 469-479. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2018.11.013>
 20. Kaboli, S., Hekmatzadeh, A.A., Darabi, H., & Torabi Haghighi, A. (2021). Variation in physical characteristics of rainfall in Iran, determined using daily rainfall concentration index and monthly rainfall percentage index. *Theoretical and Applied Climatology*, 144, 507-520. <https://doi.org/10.1007/s00704-021-03553-9>
 21. Kirnak, H., Kaya, C., Tas, I., & Higgs, D. (2001) The influences of water deficit on vegetative growth, physiology,

- fruit yield and quality in eggplants. *Bulgarian Journal of Plant Physiology*, 27(3-4), 34-46.
22. Lizama, V., Perez-Alvarez, E.P., Intrigliolo, D.S., Chirivella, C., Alvarez, I., & Garcia-Esparza, M.J. (2021). Effects of the irrigation regimes on grapevine cv. Bobal in a Mediterranean climate: II. Wine, skins, seeds, and grape aromatic composition. *Agricultural Water Management*, 256(107078), 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107078>
23. Lovarelli, D., Bacenetti, J., & Fiala, M. (2016). Water footprint of crop productions: a review. *Science of the Total Environment*, 548-549, 236-251. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.022>
24. Martinez-Moreno, A., Perez-Alvarez, E.P., Intrigliolo, D.S., Miras-Avalos, J.M., Lopez-Urrea, R., Gil-Munoz, R., Lizama, V., Garcia-Esparza, M.J., Alvarez, M.I., & Buesa, I. (2023). Effects of deficit irrigation with saline water on yield and grape composition of *Vitis vinifera* L. cv. Monastrell. *Irrigation Science*, 41, 469-485. <https://doi.org/10.1007/s00271-022-00795-x>
25. Ma, X., Han, F., Wu, J., Ma, Y., & Jacoby, P.W. (2023). Optimizing crop water productivity and altering root distribution of Chardonnay grapevine (*Vitis vinifera* L.) in a silt loam soil through direct root-zone deficit irrigation. *Agricultural Water Management*, 277, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.108072>
26. Medrano, H., Tomas, M., Martorell, S., Escalona, J.M., Pou, A., Fuentes, S., Flexas, J., & Bota, J. (2014). Improving water use efficiency of vineyards in semi-arid regions: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 499-517. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0280-z>
27. Miras-Avalos, J.M., & Intrigliolo, D.S. (2017). Grape composition under abiotic constraints: water stress and salinity. *Frontiers in Plant Science*, 8, 1-8. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00851>
28. Mousavi, A., Ardalan, A., Takian, A., Ostadtaghizadeh, A., Naddafi, K., & Massah Bavani, A. (2020). Climate change and health in Iran: a narrative review. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 18(9676), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00462-3>
29. Perez-Alvarez, E.P., Intrigliolo Molina, D.S., Vivaldi, G.A., Garcia-Esparza, M.J., Lizama, V., & Alvarez, I. (2021). Effects of the irrigation regimes on grapevine cv. Bobal in a Mediterranean climate: I. Water relations, vine performance and grape composition. *Agricultural Water Management*, 248, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106772>
30. Romero, P., & Martinez-Cutillas, A. (2012). The effects of partial root-zone irrigation and regulated deficit irrigation on the vegetative and reproductive development of field-grown Monastrell grapevines. *Irrigation Science*, 30, 377-396. <https://doi.org/10.1007/s00271-012-0347-z>
31. Romero, P., Munoz, R.G., Fernandez-Fernandez, J.I., del Amor, F.M., Martinez-Cutillas, A., & Garcia-Garcia, J. (2015). Improvement of yield and grape and wine composition in field-grown Monastrell grapevines by partial root zone irrigation, in comparison with regulated deficit irrigation Pascual. *Agricultural Water Management*, 149, 55-73. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.10.018>
32. Santesteban, L.G., Miranda, C. & Royo J.B. (2011). Regulated deficit irrigation effects on growth, yield, grape quality and individual anthocyanin composition in *Vitis vinifera* L. cv. Tempranillo. *Agricultural Water Management*, 98, 1171-1179. <http://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.02.011>
33. Santesteban, L.G., Miranda, C., Urrestarazu, J., Loidi, M., & Royo, J.B. (2017). Severe trimming and enhanced competition of laterals as a tool to delay ripening in Tempranillo vineyards under semiarid conditions. *Oeno One*, 51(2), 191-203. <https://doi.org/10.20870/oeno-one.2017.51.2.1583>
34. Sun, R., Ma, J., Sun, X., Zheng, L., & Guo, J. (2023). Responses of the leaf water physiology and yield of grapevine via different irrigation strategies in extremely arid areas. *Sustainability*, 15(2887), 1-15. <https://doi.org/10.3390/su15042887>
35. Tong, X., Wu, P., Liu, X., Zhang, L., Zhou, W., & Wang, Z. (2021). A global meta-analysis of fruit tree yield and water use efficiency under deficit irrigation. *Agricultural Water Management*, 260(107321):1-8. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107321>
36. Uriarte, D., Intrigliolo, D.S., Mancha, L.A., Valdes, E., Gamero, E., & Prieto, M.H. (2016). Combined effects of irrigation regimes and crop load on Tempranillo grape composition. *Agricultural Water Management*, 165, 97-107. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.11.016>
37. Valdes, M.E., Talaverano, M.I., Moreno, D., Prieto, M.H., Mancha, L.A., Uriarte, D., & Vilanova, M. (2019). Effect of the timing of water deficit on the must amino acid profile of Tempranillo grapes grown under the semiarid conditions of SW Spain. *Food Chemistry*, 292, 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.04.046>

The Impact of Agricultural Waste and Residue Composts on Two Consecutive Spinach Cultivations: 2- Response of Physiological Indicators, Growth, and Plant Nutrient Elements

Kh. Salarinik¹, M. Nael^{2*}, M. Sayyari³, S.S. Moosavi⁴

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

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

3- Associate Professor of Horticultural Sciences, Horticultural Sciences Department, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran

4- Associate Professor of Agronomy and Plant Breeding, Agronomy and Plant Breeding Department, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran

Received: 05-08-2023
Revised: 16-12-2023
Accepted: 24-12-2023
Available Online: 24-12-2023

How to cite this article:

Salarinik, Kh., Nael, M., Sayyari, M., & Moosavi, S.S. (2024). The impact of agricultural waste and residue composts on two consecutive spinach cultivations: 2- Response of physiological indicators, growth, and plant nutrient elements. *Journal of Water and Soil*, 38(1), 51-67. (In Persian with English abstract).
<https://doi.org/10.22067/jsw.2023.83764.1319>

Introduction

Application of agricultural waste composts, in addition to improving soil fertility, has positive effects on the quality of agricultural products and the environment by reducing the use of chemical fertilizers and recycling agricultural waste. Spinach (*Spinacea oleracea* L.) is a suitable plant for studying the effects of composts and chemical fertilizers due to some physiological characteristics such as high antioxidant activity and oxalic acid, significant amount of mineral compounds and vitamin C, and nitrate accumulation. Despite relatively extensive studies on the effect of different composts on plants, no study has been conducted so far to investigate the effect of grape pomace (GP) composts on plants in Iran. Therefore, the objectives of the present study were: 1- to investigate the effect of different GP composts on yield, nutrient elements, and some physiological parameters of spinach in comparison with two levels of urea fertilization in a pot experiment in two consecutive growing seasons, and 2- to investigate the relationship between nutrient elements and physiological indicators of spinach based on principal component analysis.

Materials and Methods

To investigate the effects of GP composts on yield, nutrient elements, and physiological parameters of spinach (Persius hybrid), an outdoor pot experiment was conducted in a randomized complete block design with eight compost treatments, two levels of urea fertilizer (46%), and a control treatment (C0) in three replications and two consecutive growing seasons (spring and fall). Compost treatments included: High grape pomace (HG) (60-63%) with chickpea straw and alfalfa (HG-Ch-A), high GP with chickpea straw and sugar beet pulp (HG-Ch-B), high GP with alfalfa and sugar beet pulp (HG-A-B), high GP combined with chickpea straw, alfalfa, and sugar beet pulp (HG-All); four other compost treatments included low level of grape pomace (LG) (37-42%) combined with other residues/wastes similar to the first four treatments (LG-Ch-A, LG-Ch-B, LG-A-B, and LG-All). Urea fertilizer treatments included: 150 kg per hectare (C150) (two-stage top dressing) and 500 kg per hectare (C500) (three-stage



©2023 The author(s). This is an open access article distributed under [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source.

<https://doi.org/10.22067/jsw.2023.83764.1319>

top dressing). Prior to planting, the composts were separately mixed into the soil (sandy loam) at a rate of 2% by weight). The first crop was grown for 50 days in May 2018 and the second crop was grown for 45 days in September 2018. In both seasons, plant samples were taken in the early morning at the end of the growing season to determine the fresh and oven-dried weight of shoot and root samples, leaf area, nutrient elements, and some physiological indicators. Some of the shoot samples were wrapped in aluminum foil and stored in a freezer (-20 °C) to determine the amount of chlorophyll (type a, type b, and total), carotenoids, total phenol, vitamin C, and antioxidant activity. Oxalic acid, zinc, iron, copper, sodium, potassium, phosphorus, calcium, magnesium, and nitrate were determined in oven-dried samples. One-way ANOVA was applied separately to spring and fall data, and mean comparisons were made using Duncan's test at the 0.05% level. Principal component analysis was used to determine the relationships between nutrient elements and physiological indicators of spinach.

Results and Discussion

The LG-Ch-A and C500 treatments (in spring cultivation), and the LG-A-B, LG-All, and HG-All treatments (in fall cultivation) had the highest leaf number, leaf area, and yield and were significantly difference from the C0 treatment. The high yield in C500, LG-Ch-A, LG-All, and HG-All treatments was associated with nitrate accumulation in spinach. In both cultivations, there was a significant positive correlation between the amount of P, K, Mg and Zn in spinach and the amount of these elements in the corresponding composts. A synergistic relationship was also observed between P and Mg; P and Zn; and Mg and Zn in spinach. On the other hand, an antagonistic relationship was observed between Ca and Mg in spinach because a high concentration of calcium inhibits magnesium uptake by reducing cell permeability. In both seasons, the chemical fertilizer treatments showed the highest amount of chlorophyll and carotenoids because these compounds increase with increasing nitrogen availability. On the contrary, the amount of antioxidant activity was significantly higher in compost treatments than in chemical treatments. In the spring cultivation, the highest and lowest amount of oxalic acid and oxalic acid/Ca ratio were observed in the LG-Ch-B and HG-All treatments, respectively. Interactions between nutrients and physiological indicators were observed. The uptake of all micronutrients, P, and Mg (in both cultivations) and K (in the fall cultivation) was inhibited by high Ca concentration. With the decrease of micronutrients uptake, an increase in nitrate accumulation may occur because micronutrients are present in the structure of nitrate reducing enzymes. The interdependence between Mg and oxalic acid/Ca (in spring), K and oxalic acid (in fall), and Na and oxalic acid/Ca (in fall) may be related to the role of oxalates in the uptake of mineral ions by plants, since oxalates are usually combined with Na, Mg, Ca, and K in the form of soluble and insoluble salts.

Conclusion

The use of urea chemical fertilizer (at two levels) and agricultural waste composts had different effects on the physiological indicators, growth and nutrients in spinach. Spinach grown in soils treated with composts rich in P, K, Mg, and Zn had higher nutritional value. The grouping of treatments by principal component analysis showed that chemical and control treatments were clearly separated from compost treatments with high amount of chlorophyll, carotenoid, nitrate, K, and Zn and low amount of oxalic acid, oxalic acid/Ca ratio, antioxidant activity, phenol, and Na. In general, the use of C500, LG-Ch-A, LG-All and HG-All treatments is not recommended due to nitrate accumulation in spinach.

Keywords: Grape pomace, Micronutrients, Nitrate accumulation, Oxalic acid



تأثیر کمپوست برخی پسماندها و بقایای کشاورزی در دو کشت متوالی اسفناج: ۲- پاسخ شناسه‌های فیزیولوژیک، رشد و عناصر مغذی در گیاه

خدیدجه سالاری نیک^۱ - محسن نائل^{۲*} - محمد سیاری^۳ - سید سعید موسوی^۴

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۵/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۰/۰۳

چکیده

استفاده از کمپوست پسماندهای کشاورزی علاوه بر بهبود حاصلخیزی خاک می‌تواند از طریق کاهش مصرف کودهای شیمیایی و بازچرخش پسماندها اثر مطلوبی بر کیفیت محصولات و محیط‌زیست داشته باشد. در این پژوهش اثر هشت کمپوست تهیه شده از تفاله انگور (G) (در دو سطح کم (LG) (۳۷ تا ۴۲ درصد) و زیاد (HG) (۶۰ تا ۶۳ درصد)) در ترکیب با یونجه (A)، تفاله چغندر (B) و کاه نخود (Ch)، بر رشد، عملکرد، شناسه‌های فیزیولوژیک و عناصر مغذی گیاه اسفناج در دو کشت متوالی (بهار و پاییز) مطالعه و نتایج آن با دو سطح کود شیمیایی اوره (C500 و C150) مقایسه شد. تیمارهای LG-Ch-A و C500 در کشت بهار و تیمارهای LG-A-B، LG-A-B (متشکل از تمام پسماندها)، و HG-All در کشت پاییز بیشترین تعداد برگ، شاخص سطح برگ و عملکرد را داشتند و اختلاف معنی‌داری با تیمار شاهد نشان دادند. تیمار HG-Ch-A بیشترین مقدار K و Zn را در بین تیمارها داشت که همسو با مقدار بالای این عناصر در کمپوست‌های متناظرشان بود. همبستگی مثبت و معنی‌داری بین مقدار P، K، Mg و Zn در اسفناج با مقدار این عناصر در کمپوست، در هر دو فصل کشت وجود داشت. همچنین رابطه‌ی هم‌افزایی بین عناصر P؛ Mg؛ Zn؛ و Mg با Zn در اسفناج مشاهده شد. در مقابل، رابطه‌ی هم‌آوردی بین دو عنصر Ca و Mg مشاهده شد، زیرا غلظت بالای کلسیم با کاهش نفوذپذیری سلول، جذب منیزیم را مهار می‌کند. در هر دو فصل کشت، بیشترین و کمترین مقدار کلروفیل و کاروتنوئید به‌ترتیب در تیمارهای C500 و LG-Ch-B مشاهده شد. در کشت بهار، بیشترین و کمترین مقدار اگزالیک اسید و نسبت oxalic acid/Ca به‌ترتیب در تیمار LG-Ch-B و HG-All مشاهده شد. به‌علاوه، مقدار فعالیت آنتی‌اکسیدانی در تیمارهای کمپوست به‌طور معنی‌داری بیشتر از تیمارهای شیمیایی بود. تیمار C500 در فصل بهار به‌طور معنی‌داری بیشترین مقدار تجمع نیترات را داشت. تیمار LG-All در هر دو فصل بیشترین مقدار تجمع نیترات را در بین تیمارهای کمپوست داشت. برهمکنش بین عناصر مغذی و شناسه‌های فیزیولوژیک اسفناج مشاهده شد. وابستگی متقابل بین مقدار Mg و oxalic acid/Ca (کشت بهار)، مقدار K و اگزالیک اسید، و مقدار Na و oxalic acid/Ca (کشت پاییز) می‌تواند به نقش اگزالات‌ها به‌عنوان یک جزء فعال متابولیک در جذب یون‌های معدنی توسط گیاهان مرتبط باشد. گروه‌بندی تیمارهای کود توسط تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی نشان داد که تیمارهای شیمیایی و شاهد به وضوح از تیمارهای کمپوست به‌دلیل مقدار زیاد کلروفیل، کاروتنوئید، نیترات، K و Zn؛ و مقدار کم اگزالیک اسید، نسبت oxalic acid/Ca، فعالیت آنتی‌اکسیدانی، فنل و Na جدا شدند. به‌طور کلی، استفاده از تیمارهای C500، LG-Ch-A، LG-All و HG-All به‌دلیل تجمع نیترات در اسفناج توصیه نمی‌شود.

واژه‌های کلیدی: اگزالیک اسید، تجمع نیترات، تفاله انگور، عناصر کم‌مصرف

۱ و ۲- به‌ترتیب دانشجوی دکتری و استادیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان، ایران
(*) نویسنده مسئول: (Email: m.nael@basu.ac.ir)

۳- دانشیار گروه علوم باغبانی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان، ایران

۴- دانشیار گروه مهندسی تولید و ژنتیک گیاهی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان، ایران

مقدمه

استفاده از کمپوست‌های تهیه شده از پسماندهای کشاورزی به عنوان اصلاح کننده آلی خاک، سبب افزایش حاصلخیزی خاک، افزایش فراهمی عناصر غذایی برای گیاه، تولید پایدار محصولات کشاورزی (Boldrin et al., 2009) و کاهش حجم پسماندهای کشاورزی رها شده در طبیعت و کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای می‌شود. از طرف دیگر استفاده از کمپوست‌ها سبب کاهش استفاده از کودهای شیمیایی و به دنبال آن کاهش اثرات منفی کودهای شیمیایی بر سلامت محصولات کشاورزی و طبیعت می‌شود (Graham et al., 2017). با این حال کمپوست‌ها دارای شوری بالا، پی‌اچ قلیایی تا خنثی و مقدار کم نیتروژن هستند (Machado et al., 2020).

گیاه اسفناج (*Spinacea oleracea* L.) به دلیل برخورداری از برخی ویژگی‌های فیزیولوژیک، گیاهی مناسب برای بررسی اثرات کمپوست‌ها و کودهای شیمیایی می‌باشد. این گیاه دارای دوره رشد کوتاه با بیشترین فعالیت آنتی‌اکسیدانی در بین دیگر سبزیجات برگی (Gupta & Wagle, 1988) و حاوی مقدار قابل توجهی از ویتامین های C و E، بتاکاروتن، ترکیبات معدنی و فیبر می‌باشد (Lomnitski et al., 2003). همچنین یکی از مهمترین ذخیره‌کنندگان نیترات نسبت به دیگر گیاهان می‌باشد (Maynard et al., 1976). از دیگر ویژگی‌های این گیاه وجود مقدار زیاد اگزالیک اسید می‌باشد که می‌تواند به صورت اگزالات کلسیم رسوب کرده و در مصرف‌کنندگان سبب سنگ کلیه شود.

از مطالعاتی که تاکنون به تأثیر کمپوست‌ها، کودهای آلی و شیمیایی بر مقدار عملکرد، ارزش غذایی و شناسه‌های فیزیولوژیک اسفناج پرداخته‌اند، نتایج متفاوتی بدست آمده است. برخی از محققان افزایش عملکرد اسفناج را در تیمارهای کمپوست نسبت به تیمارهای شیمیایی گزارش کرده‌اند (Machado et al., 2020). در حالی که برخی دیگر این افزایش را در تیمارهای شیمیایی (Machado et al., 2021) یا در تیمارهای ترکیبی کمپوست و کود شیمیایی (Elia et al., 1998) مشاهده کرده‌اند. مطالعات نشان می‌دهد استفاده از کمپوست سبب افزایش سطح فسفر و پتاسیم گیاه اسفناج (Machado et al., 2020; Machado et al., 2021)، کاهش سطح عناصر کم‌مصرف (Anwar et al., 2017) و بدون تأثیر معنی‌دار بر کلسیم، آهن و مس (Machado et al., 2021) شده است. همچنین، استفاده از کمپوست ها و کودهای شیمیایی اثرات متفاوتی بر روی شناسه‌های فیزیولوژیک اسفناج داشته است. ماکادو و همکاران (Machado et al., 2020; Machado et al., 2021) مقدار بیشتر کلروفیل کل، کلروفیل a و فتل، و مقدار کمتر کلروفیل b، کاروتنوئید و فعالیت آنتی‌اکسیدانی را در تیمارهای کمپوست نسبت به تیمار شیمیایی و ترکیب کمپوست با کود

شیمیایی مشاهده کردند. خان و همکاران (Khan et al., 2007) مقدار بیشتر نیترات، ویتامین C و گلوتامیک اسید، و مقدار کمتر اگزالیک اسید را در تیمارهای کمپوست نسبت به تیمار شاهد مشاهده کردند.

با وجود مطالعات نسبتاً گسترده در زمینه تأثیر کمپوست‌های مختلف بر گیاه، تاکنون مطالعه‌ای با هدف بررسی تأثیر کمپوست‌های تهیه شده از تفاله انگور بر روی گیاه در ایران انجام نشده است. بنابراین هدف از مطالعه‌ی حاضر بررسی تأثیر کمپوست‌های مختلف تولید شده از دو سطح تفاله انگور (زیاد و کم) در ترکیب با دیگر پسماندهای گیاهی (یونجه، تفاله چغندر و کاه نخود) بر عملکرد، عناصر مغذی و شناسه‌های فیزیولوژیک گیاه اسفناج (*Spinacia oleracea*) و مقایسه آن با دو سطح کود شیمیایی اوره (میزان توصیه شده و میزان اعمال شده توسط کشاورزان) در یک آزمایش گلخانه‌ای در دو فصل کشت متوالی (بهار و پاییز) می‌باشد. همچنین بررسی روابط بین عناصر غذایی و شناسه‌های فیزیولوژیک گیاه اسفناج براساس آنالیز مؤلفه‌های اصلی از دیگر اهداف این پژوهش می‌باشد. لازم به ذکر است، کود اوره تنها کود شیمیایی مورد استفاده کشاورزان در کشت اسفناج در منطقه می‌باشد. به بیان دیگر، هدف این مطالعه ارزیابی مدیریت کودی مرسوم در کشت اسفناج در منطقه مطالعاتی، و مقایسه این مدیریت با یک مدیریت پایدارتر (استفاده از کمپوست پسماندها و بقایای کشاورزی) بود.

مواد و روش‌ها

تیمارها: به منظور بررسی تأثیر کمپوست‌های مختلف تولید شده از تفاله انگور بر عملکرد و کیفیت گیاه اسفناج و مقایسه‌ی آن با کود شیمیایی اوره، یک آزمایش گلخانه‌ای در سال ۱۳۹۸ در دانشگاه بوعلی سینا طراحی و انجام شد. این آزمایش در چارچوب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با یک تیمار بدون کود (شاهد) (C0)، دو تیمار کود شیمیایی اوره ۴۶ درصد، شامل: تیمار ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار اوره (C150) (اضافه‌شده در دو نوبت در طول دوره رشد) و تیمار ۵۰۰ کیلوگرم در هکتار اوره (C500) (اضافه‌شده در سه نوبت در طول دوره رشد)، و هشت تیمار کمپوست در سه تکرار و در دو نوبت کشت متوالی (فصل بهار و فصل پاییز) انجام شد. تیمارهای کمپوست شامل: ۱) سطح بالای تفاله انگور (۶۳ درصد) همراه با کاه نخود و یونجه (HG-Ch-A)؛ ۲) سطح بالای تفاله انگور (۶۰ درصد) همراه با کاه نخود و تفاله چغندر (HG-Ch-B)؛ ۳) سطح بالای تفاله انگور (۶۰ درصد) همراه با یونجه و تفاله چغندر (HG-A-B)؛ ۴) سطح بالای تفاله انگور (۶۲ درصد) همراه با کاه نخود، یونجه و تفاله چغندر (HG-All)؛ و چهار تیمار دیگر کمپوست شامل سطح پایین تفاله انگور (۳۷ تا ۴۲ درصد) در ترکیب با سایر پسماندها/بقایا مشابه چهار تیمار اول (LG-Ch-A، LG-Ch-B، LG-A-B و LG-All) بود. برای این تحقیق از یک خاک

(۷/۸ کیلوگرم) به‌طور یکنواخت با خاک مخلوط شدند. سپس سطح هر گلدان به پنج قسمت تقسیم شد و در هر قسمت ۳ بذر در عمق ۱ سانتی‌متری کشت شد. بعد از جوانه‌زنی، ۵ بوته سالم در هر گلدان حفظ شد. آبیاری با آب شهری به‌صورت دوره‌ای برای حفظ رطوبت خاک در ۷۰ درصد ظرفیت زراعی انجام شد. به‌طوری‌که در کشت اول به‌دلیل گرمای هوا نیاز به آبیاری هر روزه بود. پس از گذشت ۵۰ روز و اتمام فصل اول کشت (بهار) نمونه‌برداری از گیاه و خاک انجام شد. مجدداً در شهریور ۱۳۹۸ به هر گلدان مقادیر مشابه کمپوست و کود شیمیایی به‌ترتیبی که در بالا ذکر شد، اضافه شد و نوبت دوم کشت (پاییز) به مدت ۴۵ روز اجرا شد. به‌دلیل تعدیل دما در فصل پاییز، آبیاری یک روز در میان انجام شد.

لومی شنی استفاده شد. ویژگی‌های خاک اولیه و کمپوست‌ها در جدول ۱ ارائه شده است. روش تهیه کمپوست‌ها و شناسه‌های کیفیت و بلوغ کمپوست‌ها در مقاله شماره ۱ ارائه شده است (Salarinik & Nael, 2024).

کشت: برای کشت از بذر اسفناج رقم هیبرید پرسپوس (Spinach, Persius Hybrid) به‌دلیل طول دوره رشد کوتاه استفاده شد. به‌دلیل وجود عوامل بیماری‌زا و آفات گوناگون در گلخانه و نیز گرم بودن گلخانه‌ها و نبود تهویه مناسب در زمان کشت اسفناج، و با توجه به اینکه گرمای زیاد برای رشد اسفناج محدودیت ایجاد می‌کند، کشت در بیرون از گلخانه انجام شد. در اردیبهشت ۱۳۹۸ و قبل از کشت، تیمارهای کمپوست به مقدار ۲ درصد متناسب با وزن خاک هر گلدان

جدول ۱- ویژگی‌های اولیه خاک و کمپوست‌های تهیه شده
Table 1- Characteristics of the initial soil and composts

شناسه‌ها Indicators	خاک اولیه Initial soil	کمپوست‌ها Composts							
		HG-Ch-A	LG-Ch-A	HG-Ch-B	LG-Ch-B	HG-A-B	LG-A-B	HG-All	LG-All
pH	8.26	8.4 ^b	8.1 ^d	8.6 ^a	8.4 ^b	8.0 ^{de}	8.3 ^c	8.1 ^d	8.0 ^e
نسبت کربن به نیتروژن C/N	9.17	12.7 ^{bcd}	12.6 ^{bcd}	14.2 ^{ab}	15.4 ^a	13.3 ^{abc}	11.3 ^{cd}	12.4 ^{bcd}	10.7 ^d
هدایت الکتریکی EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	250	833 ^b	1460 ^a	546 ^d	776 ^b	800 ^b	837 ^b	642 ^c	786 ^b
فسفر P (mg kg^{-1})	13.5	3627 ^a	3473 ^{ab}	3113 ^{bc}	3033 ^c	3083 ^c	2833 ^c	2713 ^d	2573 ^d
پتاسیم K (mg kg^{-1})	265.3	12567 ^a	12567 ^a	11767 ^a	10900 ^a	10677 ^a	12500 ^a	12367 ^a	11000 ^a
سدیم Na (mg kg^{-1})	155.6	2600 ^{ab}	2090 ^{bc}	2430 ^{abc}	2700 ^a	2053 ^c	2460 ^{abc}	2427 ^{abc}	2020 ^c
کلسیم Ca (mg kg^{-1})	1282.6	2296 ^{ab}	2797 ^{ab}	1587 ^c	1280 ^c	2463 ^{ab}	2088 ^b	2714 ^{ab}	3090 ^a
منیزیم Mg (mg kg^{-1})	12.2	2609 ^a	760 ^b	2761 ^a	2533 ^a	963 ^b	1343 ^b	963 ^b	1241 ^b
آهن Fe (mg kg^{-1})	4.5	8104 ^{cde}	7687 ^{de}	10689 ^a	8886 ^{bcd}	7555 ^e	9565 ^{ab}	9322 ^{bc}	9839 ^{ab}
روی Zn (mg kg^{-1})	0.39	112 ^a	103 ^{ab}	115 ^a	108 ^{ab}	97 ^b	106 ^{ab}	104 ^{ab}	105 ^{ab}
مس Cu (mg kg^{-1})	0.59	34.8 ^a	32.1 ^a	35.5 ^a	34.3 ^a	35.1 ^a	33.5 ^a	34.3 ^a	33.2 ^a
آمونیم NH ₄ ⁺ (mg kg^{-1})	26.4	2.8 ^c	3.7 ^{bc}	3.4 ^{bc}	5.0 ^{bc}	38.7 ^a	4.5 ^{bc}	35.1 ^a	6.9 ^b
نترات NO ₃ (mg kg^{-1})	36.3	524 ^c	1291 ^a	255 ^e	483 ^{cd}	362 ^{de}	491 ^{cd}	478 ^{cd}	787 ^b
کربن آلی کل OC (%)	0.64	15.6 ^{ab}	19.1 ^a	19.5 ^a	15.0 ^{ab}	16.0 ^{ab}	12.5 ^{bc}	14.2 ^{bc}	10.0 ^c
نیتروژن کل TN (%)	0.07	1.2 ^{abc}	1.5 ^a	1.4 ^{ab}	1.0 ^c	1.2 ^{abc}	1.1 ^{bc}	1.1 ^{bc}	0.9 ^c

HG: سطح بالای تفاله انگور؛ LG: سطح کم تفاله انگور؛ A: یونجه؛ B: تفاله چغندر؛ Ch: کاه نخود؛ All: متشکل از تمام مواد اولیه. در هر ستون، میانگین‌های با حروف متفاوت اختلاف معناداری دارند ($p < 0.05$).

HG: High level of grape pomace; LG: Low level of grape pomace; A: Alfalfa; B: Sugar beet pulp; Ch: Chickpea straw; All: All three raw materials. Means followed by different letters within a column are significantly different ($p < 0.05$).

کلروفیل a، b و کل (Arnon, 1949). کاروتنوئید (Lichtenthaler & Wellburn, 1983)، فنل کل (Singleton & Rossi, 1965)، ویتامین C (Sadasivam & Balasubramanian, 1987)، فعالیت آنتی اکسیدانی (Li et al., 2007) در نمونه برگ‌های فریز شده و مقدار اگزالیک اسید در نمونه‌های آون خشک (Naik et al., 2014) تعیین شد. علاوه بر اندام هوایی، نمونه‌برداری از ریشه به منظور تعیین طول ریشه و وزن تر و آون خشک انجام شد.

تحلیل‌های آماری: تجزیه واریانس داده‌ها توسط نرم‌افزار SAS (SAS Institute Inc, 2013) در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با سه تکرار انجام شد. مقایسات میانگین به روش دانکن در سطح ۰/۰۵ درصد و برای هر نوبت کشت به‌طور جداگانه انجام شد. به‌منظور بررسی روابط همبستگی بین داده‌های گیاهی، خاکی و کمپوست‌های بالغ از آزمون همبستگی پیرسون استفاده شد. به‌علاوه، برای تعیین روابط متقابل بین مقدار عناصر مغذی در گیاه، و برای مشخص کردن رابطه عناصر غذایی گیاه با شناسه‌های فیزیولوژیکی، تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) توسط نرم‌افزار Minitab (Minitab Inc., 2013) بر روی داده‌ها (محتوای عناصر مغذی و شناسه‌های فیزیولوژیک) برای هر فصل کشت به‌طور جداگانه اعمال شد. به‌علاوه، تجزیه و تحلیل اخیر امکان گروه‌بندی رژیم‌های کودی (تیمارها) را فراهم کرد.

نتایج و بحث

شناسه‌های رشد و عملکرد اسفناج

در کشت اول (بهار)، تیمارهای LG-Ch-A، C500، و HG-Ch-B به‌ترتیب بهترین تیمارها، و تیمارهای LG-All، C150، C0، و HG-All به‌ترتیب ضعیف‌ترین تیمارها از نظر رشد و عملکرد بودند (جدول ۲). مقدار عملکرد در بین تیمارها تحت تأثیر فراهمی عناصر غذایی به ویژه نیتروژن قرار داشت (جدول ۱). تیمار C500 از نظر مقدار عملکرد و وزن تازه ($74/2 \text{ g pot}^{-1}$) اختلاف آماری معنی‌داری با تیمارهای C150، C0، و LG-All (به‌ترتیب ۴۴/۵، ۴۵/۱، و ۳۷/۵ g pot^{-1}) نشان داد (جدول ۲). همبستگی معنی‌دار مثبت بین شاخص سطح برگ با عملکرد؛ تعداد برگ با عملکرد؛ طول، وزن تر ریشه و وزن خشک ریشه با عملکرد مشاهده شد (جدول ۳).

در کشت دوم (پاییز)، تیمارهای LG-A-B، LG-All، و HG-All به‌ترتیب به‌عنوان بهترین تیمارها از نظر عملکرد (وزن تازه و آون خشک)، تعداد برگ، و شاخص سطح برگ بودند، و اختلاف معنی‌داری با تیمار C0 نشان دادند. با وجود مقدار کمتر نیتروژن در کمپوست‌های LG-A-B، LG-All، و HG-All، به‌دلیل pH کم کمپوست‌های مذکور (جدول ۱) و اثرات باقی‌مانده‌ی آن‌ها در خاک بعد از یک بار کشت (نظیر افزایش غلظت پتاسیم، منیزیم و عناصر کم‌مصرف در

پس از اتمام دوره رشد دوم، مجدداً از گیاه و خاک نمونه‌برداری شد. تأثیر تیمارهای مورد مطالعه بر روی شناسه‌های حاصلخیزی خاک در مقاله دیگر ارائه شده است (Salarinik & Nael, 2024). در فصل اول کشت به‌دلیل گرمای زیاد و طولانی‌تر شدن دوره‌ی رشد، بیشتر بوته‌ها وارد فاز گلدهی شدند. در فصل دوم کشت به‌دلیل پیش‌بینی سازمان هواشناسی برای بارندگی شدید، کاهش محسوس دما و از بین رفتن محصولات کشاورزی، برداشت اسفناج زودتر از موعد انجام شد. از طرف دیگر به‌دلیل کاهش دما، حمله‌ی ملخ، آفت پروانه مینوز و گسترش شته سیاه، رشد گیاهان در فصل دوم کشت آسیب دید. برای کنترل ملخ از تور پارچه‌ای سفید با ارتفاع ۱ متر استفاده شد. برای کنترل آفت مینوز از کنترل فیزیکی به‌صورت جداسازی و معدوم کردن برگ‌های آلوده و همچنین استفاده از سم تریگارد به نسبت ۰/۴ در ۱۰۰۰ استفاده شد. برای کنترل و جلوگیری از گسترش شته سیاه از عصاره‌ی تنباکو (به نسبت ۱ به ۲۰ تنباکو به آب) استفاده شد.

نمونه‌برداری از گیاه: بعد از اتمام هر دوره رشد، نمونه‌برداری از گیاه در صبح زود انجام شد. نمونه‌ها درون پاکت کاغذی قرار گرفته و به‌منظور تعیین عملکرد، کیفیت و ارزش تغذیه‌ای سریعاً به آزمایشگاه منتقل شدند. برای حذف آلودگی‌های خاکی، سطح اسفناج‌ها با فرچه نرم تمیز شد. برگ‌ها برای تعیین شاخص سطح برگ توسط اسکنر اسکن شده، سپس مقدار این شاخص توسط نرم‌افزار Image J تعیین شد (Rasband, 2018). برای تعیین وزن تر، نمونه‌ها سریع وزن شدند. بخشی از نمونه‌های تازه پس از وزن شدن، درون فویل آلومینیومی قرار داده شد و برای تعیین برخی از شناسه‌های فیزیولوژیک درون فریزر نگهداری شد. بقیه نمونه‌ها برای تعیین عناصر غذایی و وزن خشک، درون آون در دمای ۷۰ درجه به‌مدت ۴۸ ساعت خشک شدند. به‌علاوه، وزن نمونه‌های فریزشده نیز در وزن کل آون خشک لحاظ شد. برای تعیین غلظت کل عناصر غذایی ۰/۵ گرم از نمونه‌های آون‌خشک توسط اسید نیتریک و هیدروژن پراکسید هضم شد (Huang & Schulte, 1985). غلظت روی، آهن و مس توسط دستگاه جذب اتمی (Varian Spectra AA 220 FS atomic absorption spectrophotometer)، و مقادیر سدیم و پتاسیم به روش فلیم فوتومتری (PFP7 film photometer, Janeway UK) تعیین شدند. مقدار فسفر به روش فسفومولیدات-وانادات توسط دستگاه اسپکتروفوتومتری تعیین شد (Estefan et al., 2013). برای اندازه‌گیری نیترات از روش سالیسیلیک اسید بهره‌گیری شد (Cataldo et al., 1975). به این صورت که به ۰/۲ میلی‌لیتر از عصاره گیاه، ۰/۸ میلی‌لیتر اسید سالیسیلیک ۵ درصد اضافه و پس از گذشت ۲۰ دقیقه، ۱۹ میلی‌لیتر سود ۲ نرمال اضافه شد تا pH به بالای ۱۲ برسد. سپس مقدار جذب در ۴۱۰ نانومتر قرائت شد. غلظت کلسیم و منیزیم به روش تیتراسیون اندازه‌گیری شدند (Cheng & Bray, 1951). مقادیر

(*al.*, 2009) و همچنین بهبود ساختمان خاک، ظرفیت نگهداری آب، و افزایش فعالیت بیولوژیکی خاک گزارش شده است (*Hargreaves et al.*, 2008). ماکادو و همکاران (*Machado et al.*, 2020) بیان کردند که افزایش کمپوست به خاک به طور معنی داری مقدار رشد گیاه اسفناج را افزایش داد. میزان عملکرد و شاخص های رشد در تیمار شاهد (در هر دو فصل) و در تیمار C150 (در فصل بهار) بین ۲۵٪ تا ۲/۵ برابر کمتر از تیمارهای کمپوست بود (جدول ۲). در فصل پاییز، تیمار C500 شاخص های رشد و عملکرد کمتری نسبت به تیمار C150 داشت، هر چند این اختلاف معنی دار نبود (جدول ۲). استفاده از کودهای شیمیایی به تدریج سبب تخریب ساختمان خاک و غیر قابل فراهم شدن برخی عناصر غذایی ضروری برای رشد گیاه می شوند (*Ahmadi & Jafarpour*, 2015).

تیمارهای LG-All و HG-All، و افزایش غلظت نیتروژن و پتاسیم در تیمار LG-A-B (جدول ۴، مقاله ی ۱) (*Salarinik & Nael*, 2024)، مقدار عملکرد در این تیمارها بیشتر از دیگر تیمارها بود. تیمار LG-Ch-B به دلیل مقدار نیتروژن کم، pH بالا، و اثرات باقی مانده در خاک بعد از یک بار کشت (نظیر افزایش pH و کاهش فراهمی عناصر پتاسیم، منیزیم و عناصر کم مصرف)، به عنوان ضعیف ترین تیمار کمپوست شناخته شد. این تیمار کمترین وزن تازه اسفناج را در بین تیمارها داشت و اختلاف معنی داری با تیمار LG-A-B نشان داد (جدول ۲). مشابه با کشت بهار، همبستگی معنی دار مثبت بین شاخص های رشد و عملکرد مشاهده شد (جدول ۳). علی رغم عدم تفاوت معنی دار، مقدار عملکرد در تمام تیمارهای کمپوست و کود شیمیایی بیشتر از تیمار شاهد بود. افزایش عملکرد اسفناج با کاربرد کودهای آلی به دلیل افزایش عناصر غذایی خاک و افزایش فراهمی این عناصر برای گیاه (*Boldrin et*

جدول ۲- اثر هشت تیمار کمپوست تفاله انگور و دو سطح کود شیمیایی اوره بر شناسه های رشد و عملکرد اسفناج
Table 2- The effect of eight grape pomace composts and two levels of urea fertilizer on growth and yield parameters of spinach

spinach										
تیمارها	تعداد برگ	وزن تازه ساقه و برگ	وزن خشک ساقه و برگ	وزن تازه ریشه	وزن خشک ریشه	طول ریشه	طول ساقه	عرض برگ	طول برگ	سطح برگ
Treatments	Leaf number	Shoot fresh weight	Shoot dry weight	Root fresh weight	Root dry weight	Root length	Petiole length	Leaf width	Leaf length	Leaf area
g pot ⁻¹						cm				cm ²
بهار										
Spring										
C0	72 ^{ab}	45.1 ^{cd}	6.5 ^{bc}	4.1 ^b	1.1 ^b	12.1 ^a	4.1 ^a	2.8 ^a	4.6 ^a	13.5 ^a
C150	72 ^{ab}	44.5 ^{cd}	6.8 ^{bc}	3.9 ^b	1.0 ^b	10.5 ^a	4.3 ^a	2.7 ^a	4.7 ^a	13.2 ^a
C500	107 ^a	74.2 ^{ab}	10.0 ^{ab}	5.9 ^{ab}	1.6 ^{ab}	11.9 ^a	5.1 ^a	3.4 ^a	5.9 ^a	18.3 ^a
HG-Ch-A	89 ^{ab}	60.3 ^{bcd}	7.9 ^{abc}	6.6 ^{ab}	1.8 ^{ab}	10.4 ^a	5.5 ^a	3.1 ^a	6.8 ^a	18.2 ^a
HG-Ch-B	87 ^{ab}	68.7 ^{abc}	10.8 ^{ab}	6.5 ^{ab}	1.8 ^{ab}	12.9 ^a	3.9 ^a	2.7 ^a	5.1 ^a	13.6 ^a
HG-A-B	82 ^{ab}	53.4 ^{bcd}	7.7 ^{abc}	5.4 ^{ab}	1.5 ^{ab}	10.5 ^a	4.5 ^a	2.8 ^a	6.2 ^a	15.9 ^a
HG-All	88 ^{ab}	56.1 ^{bcd}	7.1 ^{bc}	4.5 ^b	1.2 ^b	11.3 ^a	4.3 ^a	2.9 ^a	5.9 ^a	15.5 ^a
LG-Ch-A	113 ^a	84.7 ^a	11.8 ^a	8.0 ^a	2.2 ^a	12.3 ^a	4.4 ^a	2.8 ^a	6.0 ^a	16.2 ^a
LG-Ch-B	76 ^{ab}	56.9 ^{bcd}	8.5 ^{abc}	5.3 ^{ab}	1.4 ^{ab}	13.0 ^a	4.5 ^a	3.1 ^a	6.3 ^a	16.7 ^a
LG-A-B	72 ^{ab}	66.2 ^{abc}	9.6 ^{abc}	6.7 ^{ab}	1.8 ^{ab}	11.6 ^a	4.6 ^a	3.2 ^a	6.3 ^a	18.2 ^a
LG-All	56 ^b	37.5 ^d	5.4 ^c	3.6 ^b	1.0 ^b	10.1 ^a	3.8 ^a	2.8 ^a	4.7 ^a	14.4 ^a
پاییز										
Fall										
C0	41 ^b	21.6 ^c	2.8 ^b	6.3 ^b	2.4 ^{ab}	18.7 ^{ab}	3.0 ^a	2.7 ^b	4.6 ^a	11.9 ^b
C150	47 ^{ab}	41.0 ^{abc}	5.2 ^{ab}	11.9 ^{ab}	3.4 ^{ab}	22.9 ^{ab}	3.9 ^a	3.5 ^{ab}	6.1 ^a	18.9 ^{ab}
C500	49 ^{ab}	40.6 ^{abc}	4.9 ^{ab}	8.2 ^{ab}	2.0 ^b	19.0 ^{ab}	3.3 ^a	3.4 ^{ab}	5.3 ^a	17.1 ^{ab}
HG-Ch-A	49 ^{ab}	43.9 ^{abc}	5.6 ^{ab}	18.2 ^{ab}	4.9 ^{ab}	26.9 ^a	3.2 ^a	3.6 ^{ab}	6.1 ^a	19.4 ^{ab}
HG-Ch-B	43 ^{ab}	29.0 ^{bc}	3.7 ^{ab}	11.0 ^{ab}	4.7 ^{ab}	19.2 ^{ab}	3.4 ^a	3.3 ^{ab}	5.2 ^a	15.9 ^{ab}
HG-A-B	40 ^b	29.3 ^{bc}	3.9 ^{ab}	9.7 ^{ab}	4.3 ^{ab}	18.5 ^{ab}	3.0 ^a	3.4 ^{ab}	4.8 ^a	16.3 ^{ab}
HG-All	52 ^{ab}	48.1 ^{ab}	6.3 ^a	19.5 ^a	8.0 ^a	25.2 ^{ab}	3.3 ^a	3.4 ^{ab}	6.2 ^a	19.2 ^{ab}
LG-Ch-A	47 ^{ab}	41.2 ^{abc}	5.4 ^{ab}	12.5 ^{ab}	4.1 ^{ab}	23.2 ^{ab}	3.2 ^a	3.6 ^{ab}	6.0 ^a	19.1 ^{ab}
LG-Ch-B	44 ^{ab}	26.4 ^{bc}	3.2 ^{ab}	7.2 ^{ab}	2.5 ^{ab}	15.0 ^b	2.8 ^a	3.0 ^{ab}	4.8 ^a	14.2 ^{ab}
LG-A-B	58 ^a	56.4 ^a	6.4 ^a	13.7 ^{ab}	3.8 ^{ab}	23.0 ^{ab}	3.4 ^a	3.8 ^a	6.5 ^a	22.3 ^a
LG-All	53 ^{ab}	49.8 ^{ab}	6.4 ^a	11.5 ^{ab}	3.3 ^{ab}	21.9 ^{ab}	3.8 ^a	3.8 ^a	6.3 ^a	20.7 ^a

C0: شاهد؛ C150: ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار اوره؛ C500: ۵۰۰ کیلوگرم در هکتار اوره؛ HG: سطح بالای تفاله انگور؛ LG: سطح کم تفاله انگور؛ A: یونجه؛ B: تفاله چغندر؛

Ch: کاه نخود؛ All: متشکل از تمام مواد اولیه؛ در هر ستون، میانگین های با حروف متفاوت اختلاف معنی داری دارند ($p < 0.05$).

C0: Control; C150: 150 kg ha⁻¹ of urea; C500: 500 kg ha⁻¹ of urea; HG: High level of grape pomace; LG: Low level of grape pomace; A: Alfalfa; B: Sugar beet pulp; Ch: Chickpea straw; All: Composed of all raw materials. Means followed by different letters within a column are significantly different ($p < 0.05$).

جدول ۳- آزمون همبستگی پیرسون بین شناسه‌های رشد و عملکرد اسفناج
Table 3- Pearson's correlation test between growth and yield parameters of spinach

	تعداد برگ Leaf number	وزن تازه ساقه و برگ Shoot fresh weight	وزن خشک ساقه و برگ Shoot dry weight	وزن تازه ریشه Root fresh weight	وزن خشک ریشه Root dry weight	طول ریشه Root length	طول ساقه Petiole length	عرض برگ Leaf width	طول برگ Leaf length
بهار Spring									
وزن تازه ساقه و برگ Shoot fresh weight	.760**	1							
وزن خشک ساقه و برگ Shoot dry weight	.685**	.888**	1						
وزن تازه ریشه Root fresh weight	.520**	.801**	.867**	1					
وزن خشک ریشه Root dry weight	.520**	.801**	.867**	1.000**	1				
طول ریشه Root length	.252	.446**	.505**	.550**	.550**	1			
طول ساقه Petiole length	.404*	.482**	.342	.403*	.403*	.105	1		
عرض برگ Leaf width	.309	.508**	.491**	.525**	.525**	.328	.646**	1	
طول برگ Leaf length	.431*	.622**	.548**	.691**	.691**	.386*	.734**	.737**	1
سطح برگ Leaf area	.335	.617**	.488**	.592**	.592**	.232	.718**	.889**	.846**
پاییز Fall									
وزن تازه ساقه و برگ Shoot fresh weight	.825**	1							
وزن خشک ساقه و برگ Shoot dry weight	.810**	.956**	1						
وزن تازه ریشه Root fresh weight	.590**	.690**	.718**	1					
وزن خشک ریشه Root dry weight	.418*	.454**	.518**	.886**	1				
طول ریشه Root length	.530**	.568**	.625**	.723**	.577**	1			
طول ساقه Petiole length	.442**	.580**	.553**	.258	.079	.351*	1		
عرض برگ Leaf width	.551**	.826**	.838**	.580**	.340	.507**	.584**	1	
طول برگ Leaf length	.650**	.837**	.853**	.650**	.407*	.682**	.695**	.889**	1
سطح برگ Leaf area	.554**	.843**	.843**	.584**	.328	.481**	.625**	.973**	.924**

** و * به ترتیب معنی‌داری در سطوح ۱ و ۵ درصد را نشان می‌دهند.

** and * indicate statistical significance at 1% and 5% levels, respectively.

گیاه در بین تیمارها مشاهده نشد (جدول ۴). با این حال، تیمار HG-Ch-A بیشترین مقدار پتاسیم و روی را در بین تیمارها داشت (به ترتیب ۱۷۰/۱۷ و ۱/۲۲ mg/100gFW) که همسو با مقدار بالای این عناصر در کمپوست متناظرش می‌باشد (Salarinik & Nael, 2024). بیشترین مقدار سدیم و کمترین مقدار روی، فسفر و منیزیم در تیمار LG-All مشاهده شد (به ترتیب ۱۰۷/۱، ۰/۷۱، ۱۹/۹ و ۳۳/۷

کاهش قابل توجه شاخص‌های رشد و عملکرد با افزایش سطح کود شیمیایی از ۱۰۰ درصد به ۱۲۵ و ۱۵۰ درصد توسط گالی و همکاران (Ghaly et al., 2017) گزارش شده است.

عناصر غذایی در گیاه

در کشت بهار، اختلاف آماری معنی‌داری در محتوای پتاسیم و روی

نیتروژن در خاک و نیتروژن کمپوست نیز بستگی دارد. به طوری که تیمارهای LG-All، HG-All، LG-A-B و LG-A-B با وجود فراهمی بالای پتاسیم خاک (جدول ۴، مقاله‌ی ۱) (Salarinik & Nael, 2024) و کمپوست متناظرشان (جدول ۱)، به دلیل نیتروژن کم در کمپوست متناظرشان (جدول ۱)، محتوای پتاسیم اسفناج کمتری داشتند. تیمار C500 نیز با وجود فراهمی نیتروژن بالا، به دلیل پتاسیم کم خاک، محتوای پتاسیم اسفناج کمتری داشت. کمترین مقدار پتاسیم و منیزیم در تیمار HG-All مشاهده شد. تیمار LG-Ch-A بیشترین مقدار پتاسیم و فسفر را در بین تمام تیمارها داشت، و منیزیم بیشتری نسبت به سایر تیمارهای کمپوست داشت. این همسو با فراهمی بیشتر نیتروژن، پتاسیم و فسفر، و مقدار کم نسبت کربن به ازت در کمپوست بود. مقدار روی در تیمار C0 (۷۸/۰ میلی گرم در ۱۰۰ گرم وزن تازه) به طور معنی داری بیشتر از تیمارهای کمپوست، به جز تیمار HG-All، بود. تیمار LG-All به طور معنی داری آهن کمتری نسبت به تیمارهای C0، C500، HG-Ch-A و HG-All داشت.

(mg/100gFW). تیمار LG-Ch-B بیشترین مقدار منیزیم، آهن و مس، و کمترین مقدار کلسیم را داشت (به ترتیب ۱/۰۵، ۱۵/۸۹، ۱۴۰/۱ و ۸۴/۱ mg/100gFW). مقدار فسفر در تیمار HG-A-B به طور معنی داری بیشتر از تیمارهای شیمیایی، شاهد، LG-Ch-B، LG-A-B و LG-All بود. تیمار C150 مقدار سدیم، منیزیم، فسفر، آهن و مس بیشتر، و مقدار پتاسیم کمتری نسبت به تیمار C500 داشت که این تفاوت‌ها تنها برای مس معنی دار بود (جدول ۴). کمترین مقدار آهن و مس در تیمار HG-All مشاهده شد، و اختلاف معنی داری با تیمار C150 نشان داد.

در کشت پاییز، محتوای کلسیم، فسفر و مس گیاه اختلاف معنی داری بین تیمارها نشان نداد (جدول ۴). مقدار پتاسیم در همه‌ی تیمارهای کمپوست، به جز تیمارهای HG-All، LG-All و LG-A-B، به طور معنی داری بیشتر از تیمار C500 بود. مقدار پتاسیم گیاه نه تنها تحت تأثیر فراهمی مقدار پتاسیم در خاک و پتاسیم کمپوست است، بلکه به دلیل وجود رابطه‌ی هم افزایی بین پتاسیم و نیتروژن، به فراهمی

جدول ۴- اثر هشت تیمار کمپوست تفاله انگور و دو سطح کود شیمیایی اوره بر مقدار عناصر غذایی اسفناج
Table 4- The effect of eight grape pomace composts and two levels of urea fertilizer on nutrient contents of spinach

تیمارها Treatments	پتاسیم K	سدیم Na	کلسیم Ca	منیزیم Mg	فسفر P	آهن Fe	روی Zn	مس Cu
mg 100g ⁻¹ FW								
بهار								
Spring								
C0	1453.8 ^a	43.2 ^b	205.0 ^a	51.1 ^{bcd}	36.5 ^{bcde}	11.46 ^{ab}	1.16 ^a	0.48 ^b
C150	1425.9 ^a	51.2 ^{ab}	152.5 ^{ab}	54.3 ^{bcd}	36.7 ^{bcde}	16.95 ^a	1.13 ^a	1.15 ^a
C500	1529.3 ^a	25.6 ^b	164.4 ^{ab}	44.3 ^{cd}	23.9 ^{de}	11.47 ^{ab}	1.17 ^a	0.55 ^b
HG-Ch-A	1701.7 ^a	50.9 ^{ab}	152.4 ^{ab}	76.8 ^{bc}	52.8 ^{abc}	13.39 ^{ab}	1.22 ^a	0.74 ^{ab}
HG-Ch-B	1397.7 ^a	32.4 ^b	171.5 ^a	88.5 ^b	59.2 ^{ab}	13.67 ^{ab}	1.11 ^a	0.73 ^{ab}
HG-A-B	1321.5 ^a	41.0 ^b	173.6 ^a	71.8 ^{bcd}	65.1 ^a	13.16 ^{ab}	1.21 ^a	0.74 ^{ab}
HG-All	1359.7 ^a	37.9 ^b	177.5 ^a	42.4 ^{cd}	41.6 ^{abcde}	9.13 ^b	1.02 ^a	0.43 ^b
LG-Ch-A	1287.6 ^a	31.4 ^b	136.3 ^{ab}	88.4 ^b	46.3 ^{abcd}	12.00 ^{ab}	1.17 ^a	0.71 ^{ab}
LG-Ch-B	1346.7 ^a	35.0 ^b	84.1 ^b	140.1 ^a	33.6 ^{cde}	15.89 ^{ab}	0.73 ^a	1.05 ^a
LG-A-B	1513.9 ^a	48.0 ^b	171.3 ^a	77.5 ^{bc}	34.7 ^{bcde}	13.32 ^{ab}	0.79 ^a	0.71 ^{ab}
LG-All	1354.4 ^a	107.1 ^a	186.7 ^a	33.7 ^d	19.9 ^e	15.65 ^{ab}	0.71 ^a	0.94 ^{ab}
پاییز								
Fall								
C0	1003.3 ^{ab}	22.1 ^{ab}	46.8 ^a	112.9 ^a	32.3 ^a	6.35 ^{ab}	0.78 ^a	0.19 ^a
C150	967.1 ^{ab}	15.7 ^{ab}	47.9 ^a	112.2 ^a	28.7 ^a	5.00 ^{abc}	0.66 ^{ab}	0.21 ^a
C500	891.4 ^{bc}	10.3 ^{ab}	66.0 ^a	85.6 ^{ab}	32.8 ^a	7.42 ^a	0.67 ^{ab}	0.18 ^a
HG-Ch-A	1037.0 ^a	11.4 ^{ab}	68.6 ^a	85.0 ^{ab}	31.3 ^a	6.07 ^{ab}	0.61 ^b	0.17 ^a
HG-Ch-B	1017.0 ^a	19.1 ^{ab}	75.5 ^a	59.3 ^b	30.1 ^a	5.55 ^{abc}	0.54 ^{bc}	0.10 ^a
HG-A-B	1025.8 ^a	7.9 ^b	61.0 ^a	61.7 ^b	30.7 ^a	3.76 ^{bc}	0.45 ^c	0.11 ^a
HG-All	835.1 ^c	6.0 ^b	63.5 ^a	57.8 ^b	32.9 ^a	6.19 ^{ab}	0.64 ^{ab}	0.15 ^a
LG-Ch-A	1082.9 ^a	6.6 ^b	58.6 ^a	93.8 ^{ab}	35.7 ^a	4.38 ^{abc}	0.60 ^{bc}	0.10 ^a
LG-Ch-B	1031.2 ^a	24.0 ^a	63.0 ^a	70.3 ^{ab}	33.4 ^a	4.73 ^{abc}	0.57 ^{bc}	0.09 ^a
LG-A-B	961.2 ^{abc}	16.6 ^{ab}	73.4 ^a	72.0 ^{ab}	31.3 ^a	5.34 ^{abc}	0.51 ^{bc}	0.12 ^a
LG-All	964.6 ^{ab}	14.7 ^{ab}	58.3 ^a	80.0 ^{ab}	32.2 ^a	2.28 ^c	0.57 ^{bc}	0.15 ^a

C0: شاهد؛ C150: ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار اوره؛ C500: ۵۰۰ کیلوگرم در هکتار اوره؛ HG: سطح بالای تفاله انگور؛ LG: سطح کم تفاله انگور؛ A: یونجه؛ B: تفاله چغندر؛ Ch: کاه نخود؛ All: متشکل از تمام مواد اولیه؛ در هر ستون، میانگین‌های با حروف متفاوت متفاوت معنی داری دارند (p<0.05).

C0: Control; C150: 150 kg ha⁻¹ of urea; C500: 500 kg ha⁻¹ of urea; HG: High level of grape pomace; LG: Low level of grape pomace; A: Alfalfa; B: Sugar beet pulp; Ch: Chickpea straw; All: Composed of all raw materials. Means followed by different letters within a column are significantly different (p<0.05).

این می‌تواند تحت تأثیر مقدار کم آهن خاک بعد از یکبار کشت در این تیمار باشد (جدول ۴، مقاله‌ی ۱) (Salarinik & Nael, 2024). مقدار منیزیم در تیمارهای C0 و C150 بیشتر از همه‌ی تیمارها بود، و اختلاف معنی‌داری با تیمارهای HG-All، HG-A-B و HG-Ch-B نشان داد (جدول ۴).

مقدار فسفر گیاه در کشت بهار در بیشتر تیمارهای کمپوست، نسبت به تیمارهای شاهد و شیمیایی، به‌ویژه تیمار C500، روند افزایشی نشان داد. همبستگی مثبتی بین مقدار فسفر گیاه و مقدار فسفر کمپوست مشاهده شد ($r=0.45$). این مشاهده همسو با نتایج دیگر محققان است (Hargreaves et al., 2008). ماده آلی منبع فسفر است و بنابراین می‌تواند جذب فسفر توسط گیاهان را با تشکیل کمپلکس‌های فسفات آلی، افزایش دسترسی فسفر (Yang et al., 2013) و افزایش ریشه‌های جانبی افزایش دهد.

غلظت عناصر در گیاه تحت تأثیر غلظت عناصر در خاک و کود به کار رفته است، به گونه‌ای که انتظار می‌رود با افزایش غلظت عناصر در خاک و یا استفاده از کود، غلظت آن‌ها در گیاه افزایش یابد (Mengel & Kirkby, 2001). بر اساس تحلیل همبستگی، در هر دو فصل کشت، رابطه‌ی مثبتی بین مقدار P، K، Mg و Zn در اسفناج با مقدار این عناصر در کمپوست وجود داشت (نتایج در قالب جدول ارائه نشده است). همبستگی مثبتی بین مقدار P اسفناج با مقدار Mg کمپوست و بالعکس (بین Mg اسفناج با P کمپوست)، و بین Zn اسفناج با Mg و P کمپوست و بالعکس (بین P اسفناج با Mg کمپوست)، و رابطه‌ی مثبتی بین مقدار عملکرد با مقدار این عناصر در کمپوست و مقدار این عناصر در اسفناج مشاهده شد. این امر می‌تواند نشان‌دهنده‌ی وجود رابطه‌ی هم‌افزایی بین این عناصر باشد. همچنین همبستگی منفی بین مقدار Ca و Mg در اسفناج، کمپوست با Mg اسفناج، و همچنین Ca اسفناج با Ca کمپوست با عملکرد مشاهده شد که می‌تواند نشان از رابطه‌ی هم‌آوردی دو عنصر کلسیم و منیزیم باشد. چنین رابطه‌ای بین مقدار Ca کمپوست با P و Zn اسفناج و عملکرد مشاهده شد. در فصل پاییز، بین مقدار Zn خاک (بعد از کشت اول) با Zn و Fe گیاه همبستگی منفی مشاهده شد (نتایج در قالب جدول ارائه نشده است). علت عدم همبستگی و یا همبستگی منفی بین غلظت عناصر در گیاه و خاک می‌تواند به دلیل سن گیاه، قابلیت دسترسی عناصر دیگر به دلیل روابط هم‌آوردی و هم‌افزایی بین عناصر (Mengel & Kirkby, 2001) و شرایط محیطی نظیر pH و دما باشد.

شناسه‌های فیزیولوژیک اسفناج

مقدار کلروفیل‌ها (نوع a، b و کل) و کاروتنوئید در هر دو فصل کشت، و ویتامین C در کشت بهار، در تیمارهای کود شیمیایی بیشتر از

تیمارهای کمپوست و شاهد بود (جدول ۵). در مقابل، مقدار فعالیت آنتی اکسیدانی و اگزالیک اسید در هر دو فصل کشت نتیجه عکس نشان داد، به‌طوری‌که در تیمارهای کود شیمیایی کمتر از تیمارهای کمپوست و شاهد بود. تیمارهای LG-Ch-B و LG-A-B کمترین مقدار کلروفیل‌ها و کاروتنوئید را در بین تیمارها داشتند، و اختلاف معنی‌داری با تیمارهای C500 و HG-Ch-A نشان دادند. لازم به ذکر است که کمپوست‌های LG-Ch-B و LG-A-B دارای مقدار نیتروژن کم بودند (جدول ۱). نیتروژن در ساختار کلروفیل‌ها حضور دارد که با افزایش فراهمی آن مقدار کلروفیل‌ها افزایش می‌یابد (Wang et al., 2021). تیمار C500 در هر دو فصل کشت بیشترین مقدار کلروفیل کل (به ترتیب ۹۵/۳ و ۱۹۴/۴ میلی‌گرم در ۱۰۰ گرم وزن تازه) و کاروتنوئید (۳۰/۴ و ۶۸/۷ میلی‌گرم در ۱۰۰ گرم وزن تازه)، و در کشت بهار بیشترین مقدار نترات (۴۶/۶ میلی‌گرم در ۱۰۰ گرم وزن تازه) و کمترین مقدار فنل (۱۱۱/۹ میلی‌گرم در ۱۰۰ گرم وزن تازه) و فعالیت آنتی اکسیدانی (۱۹/۰ درصد) را در بین تیمارها داشت. مقدار نترات در تیمار LG-All در کشت بهار (۳۲/۱ میلی‌گرم در ۱۰۰ گرم وزن تازه) به‌طور معنی‌داری بیشتر از تیمارهای LG-Ch-B، HG-Ch-B و HG-Ch-A، HG-All و C150 بود. این همسو با مقادیر نترات در کمپوست‌های متناظرشان بود (جدول ۱). کمترین مقدار نترات در کشت بهار، در تیمار HG-Ch-A (۱۲/۶ میلی‌گرم در ۱۰۰ گرم وزن تازه)، و در کشت پاییز در تیمار LG-Ch-B (۱۹/۰ میلی‌گرم در ۱۰۰ گرم وزن تازه) مشاهده شد. تیمار LG-All به دلیل pH پایین و نسبت پایین کربن به ازت از یک طرف، و غلظت بالای نترات در کمپوست متناظرش (جدول ۱)، در هر دو فصل بیشترین مقدار تجمع نترات را در بین تیمارهای کمپوست داشت (جدول ۵). در کشت بهار، تیمارهای HG-Ch-B و LG-Ch-B بیشترین مقدار اگزالیک اسید را در بین تیمارها داشتند که اختلاف معنی‌داری با تیمارهای شیمیایی و HG-All نشان داد. بیشترین مقدار نسبت اگزالیک اسید به کلسیم در تیمار LG-Ch-B مشاهده شد که اختلاف معنی‌داری با همه‌ی تیمارها نشان داد. کمترین مقدار این شاخص در تیمارهای شاهد، شیمیایی و HG-All مشاهده شد.

ماکادو و همکاران (Machado et al., 2020) بیان کردند که میزان کلروفیل کل، کلروفیل a و نسبت کلروفیل a:b در تیمار کمپوست بیشتر از تیمارهای ترکیبی کمپوست با کود شیمیایی بود و نتیجه عکس را برای مقدار کلروفیل b و کاروتنوئید گزارش کردند. افزایش مقدار کلروفیل و کاروتنوئید در اسفناج با افزایش فراهمی نیتروژن توسط محققان دیگر گزارش شده است (Machado et al., 2020).

جدول ۵- اثر هشت تیمار کمپوست تفاله انگور و دو سطح کود شیمیایی اوره بر ویژگی‌های فیزیولوژیک اسفناج

Table 5- The effect of eight grape pomace composts and two levels of urea fertilizer on physiology parameters of spinach

تیمارها Treatmen ts	ا ک ل ر و ف ی ل Chlorophyl l a	ب ک ل ر و ف ی ل Chlorophyl l b	ک ل ر و ف ی ل کل Chlorophyll l T	ک ا ر و ت ن و ید Carotenoid	ا ک ز ال ی ک اسید Oxalic acid	و یتامین C Vitami n C	ن ی ت ر ا ت Nitrat e	ف ن ل کل Total phenol	ف ع ا ل ی ت ا ن ت ی اکسیدانی Antioxidant activity	ن س ب ت ا ک ز ال ی ک اسید به ک ل س ی م Oxalic acid/Ca
	mg 100g ⁻¹ FW							mg GAE 100g ⁻¹ FW	%	
بهار										
Spring										
C0	44.4 ^{bc}	14.8 ^{bc}	59.2 ^{bc}	18.9 ^{bc}	2582.7 ^{abcd}	14.2 ^a	19.5 ^{bc}	160.6 ^a	36.6 ^{ab}	12.7 ^c
C150	55.3 ^{abc}	18.1 ^{abc}	73.4 ^{abc}	24.2 ^{abc}	2184.4 ^d	14.2 ^a	15.8 ^c	130.1 ^a	25.2 ^{bc}	14.4 ^{bc}
C500	71.0 ^a	24.3 ^a	95.3 ^a	30.4 ^a	2319.7 ^{bcd}	14.5 ^a	46.6 ^a	111.9 ^a	19.0 ^c	14.1 ^c
HG-Ch-A	63.2 ^{ab}	20.1 ^{ab}	83.3 ^{ab}	27.1 ^{ab}	2612.7 ^{abcd}	13.5 ^b	12.6 ^c	132.7 ^a	42.2 ^a	19.4 ^{bc}
HG-Ch-B	37.6 ^c	13.3 ^{bc}	50.9 ^{bc}	17.4 ^{bc}	2956.4 ^a	13.4 ^b	17.4 ^c	162.0 ^a	49.8 ^a	17.8 ^{bc}
HG-A-B	49.9 ^{abc}	15.6 ^{abc}	65.4 ^{abc}	22.2 ^{abc}	2756.8 ^{abcd}	13.6 ^{ab}	19.5 ^{bc}	140.9 ^a	44.0 ^a	17.3 ^{bc}
HG-All	52.5 ^{abc}	17.0 ^{abc}	69.6 ^{abc}	22.5 ^{abc}	2288.1 ^{cd}	13.8 ^{ab}	13.7 ^c	117.9 ^a	37.9 ^{ab}	13.3 ^c
LG-Ch-A	41.1 ^{bc}	13.0 ^{bc}	54.1 ^{bc}	18.1 ^{bc}	2736.3 ^{abcd}	13.8 ^{ab}	20.3 ^{bc}	110.4 ^a	42.1 ^a	22.6 ^b
LG-Ch-B	33.0 ^c	10.0 ^c	44.1 ^c	15.6 ^c	2932.7 ^a	13.3 ^b	17.5 ^c	145.3 ^a	46.7 ^a	35.5 ^a
LG-A-B	34.8 ^c	11.4 ^c	46.2 ^c	16.2 ^c	2829.5 ^{abc}	13.7 ^{ab}	22.2 ^{bc}	135.0 ^a	43.0 ^a	17.7 ^{bc}
LG-All	40.1 ^{bc}	13.1 ^{bc}	53.2 ^{bc}	17.6 ^{bc}	2895.6 ^{ab}	13.3 ^b	32.1 ^b	160.5 ^a	46.6 ^a	15.5 ^{bc}
پاییز										
Fall										
C0	109.9 ^{bc}	32.6 ^{bc}	142.5 ^{bc}	52.3 ^{bc}	1304.1 ^a	29.7 ^b	28.1 ^a	131.1 ^a	9.0 ^b	28.8 ^a
C150	132.9 ^{ab}	40.7 ^{ab}	173.6 ^{ab}	62.6 ^{ab}	931.9 ^a	30.4 ^b	27.3 ^a	90.9 ^{ab}	8.9 ^b	19.6 ^a
C500	148.9 ^a	45.6 ^a	194.4 ^a	68.7 ^a	1020.9 ^a	28.1 ^b	20.6 ^a	90.3 ^{ab}	9.1 ^b	15.9 ^a
HG-Ch-A	119.4 ^{abc}	37.4 ^{abc}	156.8 ^{abc}	56.9 ^{abc}	1103.6 ^a	42.9 ^a	20.7 ^a	89.3 ^{ab}	23.1 ^a	18.3 ^a
HG-Ch-B	103.3 ^{bc}	29.6 ^{bc}	132.9 ^{bc}	48.4 ^{bc}	1061.4 ^a	30.3 ^b	31.8 ^a	87.7 ^{ab}	28.7 ^a	15.6 ^a
HG-A-B	91.2 ^c	26.9 ^c	118.1 ^c	44.9 ^c	1094.6 ^a	35.2 ^{ab}	20.8 ^a	90.0 ^{ab}	28.4 ^a	19.7 ^a
HG-All	100.3 ^{bc}	29.1 ^{bc}	129.4 ^{bc}	48.7 ^{bc}	1229.3 ^a	35.4 ^{ab}	37.0 ^a	85.2 ^{ab}	26.5 ^a	23.4 ^a
LG-Ch-A	102.9 ^{bc}	29.9 ^{bc}	132.8 ^{bc}	48.8 ^{bc}	1001.5 ^a	33.0 ^{ab}	36.3 ^a	87.1 ^{ab}	30.9 ^a	30.1 ^a
LG-Ch-B	89.5 ^c	25.2 ^c	114.7 ^c	44.6 ^c	1192.2 ^a	28.4 ^b	19.0 ^a	93.9 ^{ab}	33.1 ^a	19.5 ^a
LG-A-B	131.5 ^{ab}	40.2 ^{ab}	171.7 ^{ab}	61.0 ^{ab}	1077.8 ^a	27.4 ^b	25.4 ^a	61.5 ^b	22.3 ^a	15.6 ^a
LG-All	116.4 ^{abc}	36.3 ^{abc}	152.6 ^{abc}	54.8 ^{abc}	1018.1 ^a	32.1 ^{ab}	37.3 ^a	89.7 ^{ab}	30.7 ^a	28.9 ^a

C0: شاهد؛ C150: ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار اوره؛ C500: ۵۰۰ کیلوگرم در هکتار اوره؛ HG: سطح بالای تفاله انگور؛ LG: سطح کم تفاله انگور؛ A: یونجه؛ B: تفاله چغندر؛ Ch: کاه نخود؛ All: متشکل از تمام مواد اولیه؛ در هر ستون، میانگین‌های با حروف متفاوت تفاوت معنی‌داری دارند (p<0.05).

C0: Control; C150: 150 kg ha⁻¹ of urea; C500: 500 kg ha⁻¹ of urea; HG: High level of grape pomace; LG: Low level of grape pomace; A: Alfalfa; B: Sugar beet pulp; Ch: Chickpea straw; All: Composed of all raw materials. Means followed by different letters within a column are significantly different (p<0.05).

اسید به‌عنوان یک ماده ضد مغذی برای انسان مطرح است و باعث رسوب کلسیم، منیزیم و آهن و ایجاد سنگ کلیه می‌شود. مقدار اکزالیک اسید در هر دو فصل کشت، در تیمار C500 بیشتر از تیمار C150 بود که این نتیجه همسو با یافته گالی و همکاران (Ghaly et al., 2017) است. آن‌ها بیان کردند با افزایش سطح کود شیمیایی از ۵۰ تا ۱۰۰٪، مقدار اکزالیک در هر دو فصل کشت در اسفناج افزایش یافت. از طرف دیگر، مقدار اکزالیک اسید در هر دو فصل، در تیمارهای کمپوست بیشتر از تیمارهای شاهد و شیمیایی بود، هر چند این تفاوت‌ها در موارد محدودی معنی‌دار بود (جدول ۵). آلسا و همکاران (Alessa et al., 2017) اختلاف معنی‌داری برای مقدار اکزالیک اسید بین تیمارهای کود شیمیایی با تیمار کود آلی (هوماکس) مشاهده نکردند. محققان بیان کردند که تأثیر کودها بر مقدار اکزالیک اسید بستگی به گونه گیاه،

نسبت کلروفیل a:b در تمام تیمارها در فصل بهار بین ۲/۹ تا ۳/۲ و در فصل پاییز بین ۳/۲ تا ۳/۶ بود که مشابه مقدار گزارش شده توسط ماکادو و همکاران (Machado et al., 2020) (۴/۳-۲/۹)، و زو و مو (Xu & Mou, 2016) (۴/۱-۳/۲) است. مقدار کلروفیل در فصل پاییز در تیمارهای کمپوست همبستگی مثبت با مقدار عملکرد (۰/۵۱۴)، شاخص سطح برگ (۰/۴۹۶) و تعداد برگ (۰/۴۴۵) داشت. محققان دیگر نیز ارتباط مثبتی بین مقدار کلروفیل با شاخص سطح برگ، تعداد برگ و عملکرد بیان کرده‌اند، چرا که با افزایش مقدار فتوسنتز مقدار کلروفیل نیز افزایش می‌یابد (Alessa et al., 2017; Wang et al., 2008).

تعیین مقدار اکزالات در اسفناج به‌عنوان یک سبزی برگی پرمصرف که قابلیت بالایی در تجمع این ترکیب دارد مهم است، زیرا اکزالیک

شرایط محیطی و مقدار و زمان کاربرد کود دارد (Kunicki *et al.*, 2010).

نسبت اگزالیک اسید به کلسیم یک شاخص کیفی مهم است و هر چه این نسبت در گیاه کمتر باشد خطر رسوب کلسیم به صورت اگزالات کلسیم کاهش می‌یابد (Erfani *et al.*, 2006). مقدار این نسبت در فصل بهار، در همه‌ی تیمارهای کمپوست، به جز تیمار HG-All، و در فصل پاییز، در تیمارهای HG-All، LG-All و LG-Ch-A نسبت به تیمارهای شیمیایی روند افزایشی نشان داد، هر چند این افزایش در فصل پاییز معنی‌دار نبود (جدول ۵). نقش اصلی اگزالات در اسفنج خنثی کردن OH^- آزاد شده در طی احیای نیترات است (Tanaka *et al.*, 2001). کود نیترات آمونیوم به سرعت در آب حل می‌شود و بنابراین برای گیاهان با چرخه زندگی کوتاه (مانند اسفنج) مناسب است، با این حال تجمع اگزالات را تحریک می‌کند (Stagnari *et al.*, 2007). اغلب سبزیجات دارای آنتی‌اکسیدان‌هایی به شکل ترکیبات فنلی مانند اسید اسکوربیک، توکوفرول‌ها، کاروتنوئیدها، فلاونول‌ها و اسیدهای فنولیک هستند (Deveci & Uzun, 2011). مقدار فعالیت آنتی‌اکسیدانی در تیمارها در کشت اول بین ۱۹/۰ تا ۴۹/۸ درصد و در کشت دوم بین ۸/۹ تا ۳۳/۱ درصد بود. تیمارهای کمپوست در هر دو فصل کشت دارای فعالیت آنتی‌اکسیدانی بیشتری نسبت به تیمارهای کود شیمیایی و شاهد بودند؛ این تفاوت در فصل دوم کشت بارزتر بود (جدول ۵). ماکادو و همکاران (Machado *et al.*, 2021) بیان کردند که مقدار فعالیت آنتی‌اکسیدانی در اسفنج کشت شده در خاک‌های خنثی و اسیدی تیمار شده با کمپوست پسماندهای جامد شهری کمتر از تیمار شاهد و تیمارهای ترکیبی کمپوست و کود شیمیایی بود. اسفنج در بین سبزیجات دارای بالاترین ظرفیت آنتی‌اکسیدانی است (Gupta & Wagle, 1988). محتوای آنتی‌اکسیدانی بالا بر کاهش سرعت پیری گیاه مؤثر است (Hodges & Forney, 2003).

مقدار فنل در کشت بهار یک روند افزایشی را در تیمارهای شاهد و کمپوست، به جز تیمارهای HG-All و LG-Ch-A، نسبت به تیمارهای شیمیایی نشان داد، هر چند در هیچ مورد این تفاوت‌ها معنی‌دار نبود (جدول ۵). این روند در کشت دوم مشاهده نشد، هر چند بیشترین مقدار فنل، مانند فصل اول، در تیمار شاهد مشاهده شد (به ترتیب ۱۳۱/۱ و ۱۶۰/۶ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}\text{fw}$). همبستگی مثبت معنی‌دار بین فعالیت آنتی‌اکسیدانی و محتوای فنل کل توسط یوسفی و همکاران (Yosefi *et al.*, 2010) گزارش شده است. این محققان بیان کرده‌اند که حضور ترکیبات فنلی سبب افزایش معنی‌دار فعالیت آنتی‌اکسیدانی می‌شود (Yosefi *et al.*, 2010). ماکادو و همکاران (Machado *et al.*, 2020) بیان کردند که با کاربرد کودهای نیتروژن (آمونیم سولفات و آمونیوم نیترات) مقدار فنل کل به‌طور معنی‌داری (۳۳٪) نسبت به تیمار کمپوست کاهش یافت. مقدار فنل کل در تیمار C500 کمتر از تیمار C150 بود و در تیمار C0 بیشترین مقدار بود (جدول ۵). محققان

بیان کرده‌اند که با کاهش نیتروژن، ساخت زیستی فنل کل افزایش می‌یابد (Xu & Mou, 2016).

مقدار ویتامین C در فصل بهار، در تیمارهای شیمیایی و شاهد به طور معنی‌داری بیشتر از تیمار HG-Ch-A بود. نتیجه عکس برای کشت پاییز مشاهده شد، به‌طوری‌که این ترکیب در تیمار HG-Ch-A بیشتر از تیمارهای شیمیایی و شاهد بود.

در سبزیجاتی نظیر اسفنج به دلیل عدم تعادل بین مقدار جذب و احیاء نیترات، مقدار نیترات افزایش می‌یابد (Wang *et al.*, 2008). زیرا گیاه اسفنج یک سیستم کارا برای جذب نیترات و یک سیستم غیر کارا برای احیاء نیترات به نیتريت دارد (Maynard *et al.*, 1976). مقدار نیترات در همه‌ی تیمارها، در هر دو فصل کشت، کمتر از حد مجاز این شاخص بود (۲۰۰۰-۳۰۰۰ mg/kg.fw). مقدار نیترات در تیمار C500 (۴۶۶ mg/kg.fw) در فصل بهار حدود ۴۵ تا ۲۷۲ درصد بیشتر از تیمارهای کمپوست بود. این امر به دلیل فراهمی بالای نیتروژن در کودهای شیمیایی نسبت به سرعت رهاسازی آهسته در کمپوست‌ها می‌باشد. سیتاک و سونمز (Citak & Sonmez, 2010) مقدار نیترات بیشتری را در اسفنج‌های کشت شده در تیمار کود شیمیایی (۴۷۷ mg/kg.fw) نسبت به تیمارهای کود آلی (حداکثر ۷۶ mg/kg.fw) مشاهده کردند. در بین تیمارهای کمپوست، تیمار LG-All مقدار نیترات بیشتر، و تیمار HG-Ch-A مقدار نیترات کمتری را در هر دو فصل کشت داشتند. این امر می‌تواند به دلیل غلظت کم عنصر آهن و روی در این تیمار باشد. محققان یکی از عوامل تجمع نیترات در گیاه را وضعیت عناصر کم‌مصرف به‌ویژه آهن دانسته‌اند، زیرا آهن در ساختار آنزیم‌های کاهنده نیترات حضور دارد (Ghaly *et al.*, 2017).

تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی

روابط متقابل بین عناصر مغذی جذب شده توسط اسفنج، همچنین روابط این عناصر با شناسه‌های فیزیولوژیک برای هر فصل کشت توسط روش تجزیه مؤلفه‌های اصلی بررسی شد (شکل ۱ a و b). برای هر دو فصل کشت، دو مؤلفه اول بیش از ۵۸ درصد تغییرپذیری را توضیح دادند (شکل ۱ a و b). در کشت اول، جذب Fe و Cu به شدت به یکدیگر وابسته بودند (ضریب همبستگی $r=0.99$). این نشان می‌دهد که افزایش جذب یکی منجر به افزایش جذب دیگری توسط اسفنج می‌شود. همین وابستگی متقابل برای مقادیر تجمع یافته NO_3^- و Ca وجود داشت. وابستگی متقابل کمی ضعیف‌تر برای جذب P و Mg؛ NO_3^- و K؛ K و Zn؛ Cu و Na؛ و Fe و Na مشاهده شد (شکل ۱ a). در کشت دوم، وابستگی متقابل بالایی بین جذب Mg و Zn، و وابستگی متقابل کمی ضعیف‌تر برای جذب Mg و Cu؛ Fe و Zn؛ و Cu؛ P و K؛ NO_3^- و Ca مشاهده شد (شکل ۱ b). هماهنگی با برهمکنش مثبت مشاهده شده بین پتاسیم و روی، شوکلا و موخی

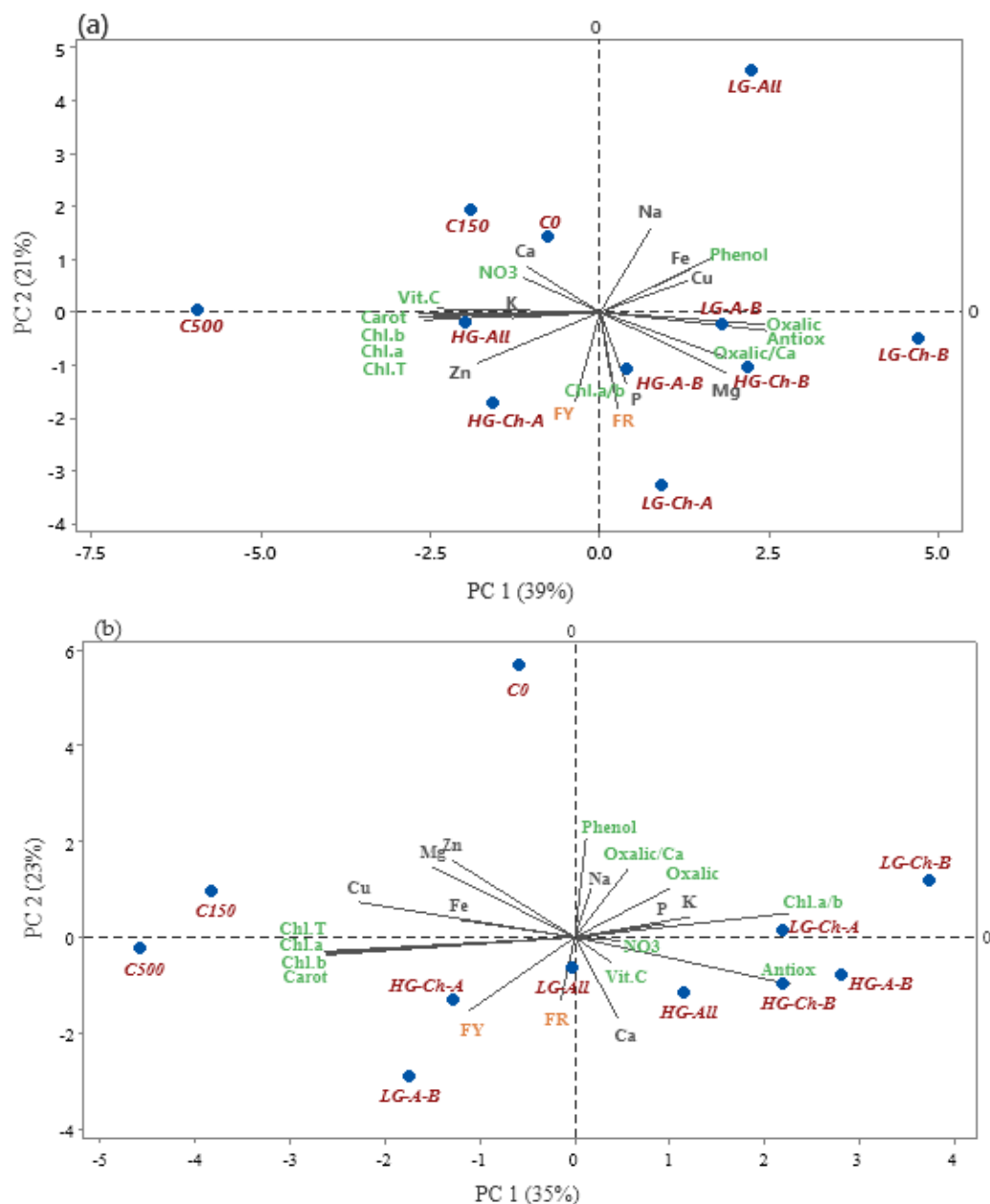
در هر دو کشت، وابستگی متقابل مشخصی بین شناسه‌های فیزیولوژیکی و عناصر مغذی در اسفناج یافت شد. در کشت اول، رابطه متقابل بالایی بین oxalic/Ca و Mg ($r = 0.85$)؛ فنل و Cu ($r = 0.51$)؛ فنل و Fe ($r = 0.54$) مشاهده شد. وابستگی ضعیف‌تری بین محتوای کلروفیل‌ها و کاروتنوئید با پتاسیم ($r = 0.36 - 0.38$)؛ فعالیت آنتی‌اکسیدانی با Mg ($r = 0.36$)، Fe ($r = 0.42$) و Cu ($r = 0.41$)؛ اگزالیک اسید با Fe ، Mg و Cu تشخیص داده شد. در کشت دوم، وابستگی متقابل بالایی بین مقدار K و اگزالیک اسید وجود داشت. همچنین، وابستگی ضعیف‌تری بین Oxalic/Ca و Na ؛ اگزالیک اسید و P تشخیص داده شد. وابستگی متقابل بین مقدار K و اگزالیک اسید، و مقدار Na و Oxalic/Ca می‌تواند به نقش اگزالات‌ها، به‌عنوان یک جزء فعال متابولیک، در جذب یون‌های معدنی توسط گیاهان مرتبط باشد (Rashid et al., 2022). اگزالات‌ها معمولاً همراه با Na ، Ca و K به شکل نمک‌های محلول و نامحلول یافت می‌شوند (Ferreira et al., 2018). تعادل یونی سدیم و پتاسیم، تنظیم کلسیم و سم‌زدایی فلزات سنگین از جمله نقش‌های اگزالات در گیاهان هستند (Nakata, 2003).

در هر دو کشت، کلروفیل (نوع a و b) و محتوای کاروتنوئید به شدت به یکدیگر وابسته بودند. همچنین رابطه متقابل بین اگزالیک اسید و نسبت oxalic/Ca وجود داشت. علاوه بر این، فعالیت آنتی‌اکسیدانی وابستگی شدید به فنل ($r = 0.74$) (در کشت اول) و وابستگی ضعیف به ویتامین C (در کشت دوم) نشان داد (شکل ۱ a و ۱ b). اسفناج سرشار از ترکیبات آنتی‌اکسیدانی مانند اسیدهای فنولیک، ویتامین C، فلاونوئیدها و رنگدانه‌ها (لوتئین، کاروتنوئیدها و کلروفیل) است (Bergman et al., 2001). بنابراین، وابستگی متقابل بین فعالیت آنتی‌اکسیدانی، فنل و ویتامین C را می‌توان انتظار داشت. بایلی و همکاران (Bayili et al., 2011) بیان کردند که اسیدهای فنولیک، ویتامین C، فلاونوئیدها و رنگدانه‌ها (لوتئین، کاروتنوئیدها و ترکیبات کلروفیل) ممکن است مسئول فعالیت آنتی‌اکسیدانی بالا در اسفناج باشند.

گروه‌بندی کلیه تیمارها توسط تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی نشان داد که در کشت اول، تیمارهای شیمیایی و شاهد به وضوح از تیمارهای کمپوست (شکل ۱ a و ۱ b) به دلیل مقدار زیاد کلروفیل و کاروتنوئید، نیترات، K و Zn ، و مقدار کم اگزالیک اسید، نسبت oxalic/Ca ، فعالیت آنتی‌اکسیدانی، فنل، Na ، Mg و P جدا شدند (جدول ۴ و ۵). نتایج مشابهی در کشت دوم مشاهده شد، با این تفاوت که Mg ، Fe و P در تیمارهای شیمیایی و شاهد بیشتر بودند. همچنین در کشت دوم، تیمار شاهد از تیمارهای شیمیایی جدا شد.

(Shukla & Mukhi, 1980) جذب بالای روی توسط ذرت را به دلیل افزایش نرخ پتاسیم گزارش کردند. در مورد برهمکنش مثبت مشاهده شده بین جذب فسفر و منیزیم، این امر ممکن است با نقش منیزیم در فعال‌سازی آنزیم‌های کیناز و واکنش‌های مربوط به انتقال فسفات توضیح داده شود (Fageria, 2001). در مقابل، فاجریا و بالیگار (Fageria & Baligar, 1999) هیچ اثر متقابلی بین جذب منیزیم و فسفر توسط لوبیا معمولی، برنج، ذرت، سویا و گندم مشاهده نکردند. کمپ (Kemp, 1983) گزارش داد با افزایش غلظت نیتروژن در محیط رشد، بسته به سطح پتاسیم محیط رشد، افزایش یا کاهش غلظت پتاسیم در گیاه را می‌توان انتظار داشت. برهمکنش‌های مثبت یا منفی می‌تواند بین نیتروژن و عناصر کم‌مصرف، به دنبال تغییرات pH ریزوسفر پس از استفاده از کودهای آمونیوم و نیترات رخ دهد (Fageria, 2001). بین عناصر غذایی گیاه برهمکنش‌های مثبت یا منفی وجود دارد، نیز ممکن است هیچ اثر متقابلی بین آنها وجود نداشته باشد. برهمکنش عناصر غذایی گیاه تحت تأثیر غلظت عناصر غذایی خاک، شدت نور، pH خاک، رطوبت خاک، هوادهی خاک، دما، سن و سرعت رشد گیاه، سرعت تعرق و تنفس گیاه، گونه‌های گیاهی، غلظت عناصر غذایی درون گیاهان و سیستم ریشه است (Fageria, 2001).

در کشت پاییز، یک برهمکنش منفی بین فسفر و جذب عناصر کم‌مصرف مشاهده شد (شکل ۱ b). محققان بیان کرده‌اند که جذب بالای فسفر منجر به افزایش نسبت P/Fe و P/Zn در گیاهان می‌شود (Loneragan et al., 1982)، از این رو کمبود این عناصر کم‌مصرف رخ می‌دهد (Murphy et al., 1981). با این وجود، به‌طور قطع مشخص نیست که برهمکنش عمده در گیاه رخ می‌دهد یا در خاک وجود دارد. در واقع با افزایش ورودی‌های فسفر، سرعت انتشار Zn خاک کاهش یافته و تثبیت آهن افزایش می‌یابد. علاوه بر این، برهمکنش فسفر و آهن، به دلیل تشکیل فسفات آهن، منجر به کلروز آهن می‌شود (Ayed, 1970). کمبود آهن ناشی از افزایش ورودی‌های فسفر نیز به مکانیسم‌های دیگری مانند مهار جذب آهن توسط ریشه و انتقال آهن از ریشه به اندام‌های هوایی و غیرفعال‌سازی آهن گیاه نسبت داده شده است (Moraghan & Mascagnif, 2018). اثر متقابل منفی بین کلسیم و عناصر کم‌مصرف (در هر دو کشت)، کلسیم و منیزیم (در هر دو کشت) و کلسیم و فسفر (در کشت بهار) مشاهده شد. غلظت بالای کلسیم با کاهش نفوذپذیری سلول، جذب منیزیم را مهار می‌کند (Fageria, 1983). فاجریا و بالیگار (Fageria & Baligar, 1999) بیان کردند که با افزایش دو برابری غلظت کلسیم خاک، جذب منیزیم، روی، مس، منگنز، و آهن به‌طور قابل توجهی کاهش یافت. با کاربرد آهن به مقدار ۲۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک، همراه یا بدون کاربرد کود نیتروژن، افزایش معنی‌داری در غلظت N ، P ، K ، Zn ، Cu و Mg ، و کاهش معنی‌داری در غلظت Ca و Mn توسط علی و همکاران (Ali et al., 1998) گزارش شد.



شکل ۱- تجزیه مؤلفه‌های اصلی (PCA) داده‌های گیاه (عناصر غذایی، ویژگی‌های فیزیولوژیک، و وزن تازه بخش هوایی (FY) و وزن تازه ریشه (FR)) برای کشت اول (a) و کشت دوم (b). برای علائم اختصاری تیمارها به جدول ۴ مراجعه کنید.

Figure 1- The principal component analysis (PCA) of the plant data (nutrients, physiologic parameters, and fresh shoot and root weight (FY and FR, respectively)) for the first (a) and the second (b) cultivations. For abbreviations of soil treatments see Table 4.

نتیجه‌گیری

LG-Ch-A، C500، و تیمارهای LG-All و HG-All در کشت بهار و تیمارهای LG-Ch-A، C500 در کشت پاییز، با افزایش سطح کود شیمیایی، سرعت رشد و عملکرد کاهش یافت، زیرا از یک طرف هر گیاه نیاز مشخصی به هر عنصر دارد و از طرف دیگر،

نه تنها بین تیمارهای شیمیایی و تیمارهای کمپوست تفاوت در متغیرهای پاسخ مشاهده شد، بلکه بین تیمارهای مختلف کمپوست نیز تفاوت‌هایی دیده شد. تعداد برگ، عملکرد و وزن ریشه بالا در تیمارهای

سدیم با نسبت oxalic/Ca، و پتاسیم با اگزالیک اسید می‌تواند به نقش اگزالات‌ها در جذب یون‌های معدنی مرتبط باشد، چرا که اگزالات‌ها معمولاً همراه با Na، Mg، Ca و K به شکل نمک‌های محلول و نامحلول یافت می‌شوند. این ترکیبات می‌توانند باعث ایجاد سنگ کلیه در مصرف‌کنندگان شوند. گروه‌بندی تیمارها توسط تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی نشان داد که تیمارهای شیمیایی و شاهد به وضوح از تیمارهای کمپوست، به دلیل مقدار زیاد کلروفیل و کاروتنوئید، نیتрат، K و Zn و مقدار کم اگزالیک اسید، نسبت oxalic/Ca، فعالیت آنتی اکسیدانی، فنل و Na جدا شدند. به طور کلی، استفاده از تیمارهای LG-Ch-A، LG-All و HG-All به دلیل تجمع نیترات در اسفناج توصیه نمی‌شود.

جذب عناصر دیگر تحت تأثیر افزایش سطح یک عنصر قرار می‌گیرد. در هر دو فصل کشت، رابطه‌ی هم‌افزایی بین عناصر فسفر، روی و منیزیم و رابطه‌ی هم‌آوردی بین کلسیم و منیزیم جذب شده توسط اسفناج وجود داشت. تیمارهای کمپوست اثرات متفاوتی بر رشد و ارزش غذایی اسفناج داشتند. در خاک‌های تیمار شده با کمپوست‌های غنی از K، P، Mg و Zn، اسفناج‌ها ارزش غذایی بالاتری داشتند. برهمکنش بین مواد مغذی و شناسه‌های فیزیولوژیکی مشاهده شد. به دلیل برهمکنش منفی بین کلسیم و جذب عناصر کم‌مصرف، و فسفر و جذب عناصر کم‌مصرف، کاهش جذب عناصر کم‌مصرف در غلظت بالای P و Ca رخ می‌دهد. کاهش جذب عناصر کم‌مصرف می‌تواند سبب افزایش تجمع نیترات شود؛ چرا که عناصر کم‌مصرف در ساختار آنزیم‌های کاهنده نیترات حضور دارند. وابستگی متقابل بین مقدار منیزیم و

References

- Ahmadi, F., & Jafarpour, M. (2015). The functional effect of different organic matter on spinach (*Spinacia oleracea*). *Journal of Earth, Environment and Health Sciences*, 1(1), 1. <https://doi.org/10.4103/2423-7752.159915>
- Alessa, O., Najla, S., & Murshed, R. (2017). Improvement of yield and quality of two *Spinacia oleracea* L. varieties by using different fertilizing approaches. *Physiology and Molecular Biology of Plants*, 23(3), 693–702. <https://doi.org/10.1007/s12298-017-0453-8>
- Ali, Z.I., Malik, E.M.A., Babiker, H.M., Ramraj, V.M., Sultana, A., & Johansen, C. (1998). Iron and nitrogen interactions in groundnut nutrition. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29(17–18), 2619–2630. <https://doi.org/10.1080/00103629809370138>
- Anwar, Z., Irshad, M., Bilal, M., Irshad, U., Hafeez, F., & Owens, G. (2017). Changes in availability of plant nutrients during composting of cow manure with poplar leaf litter. *Compost Science and Utilization*, 25(4), 242–250. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2017.1300547>
- Arnon, D.I. (1949). Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenoloxidase in *Beta vulgaris*. *Plant Physiology*, 24(1), 1–15. <https://doi.org/10.1104/pp.24.1.1>
- Ayed, I.A. (1970). A study of the mobilization of iron in tomato roots by chelate treatments. *Plant and Soil*, 32(1), 18–26. <https://doi.org/10.1007/BF01372842>
- Bayili, R.G., Abdoul-Latif, F., Kone, O.H., Diao, M., Imael, H., Bassole, N., & Dicko, M.H. (2011). Phenolic compounds and antioxidant activities in some fruits and vegetables from Burkina Faso. *African Journal of Biotechnology*, 10(62), 13543–13547. <https://doi.org/10.5897/ajb10.2010>
- Bergman, M., Varshavsky, L., Gottlieb, H.E., & Grossman, S. (2001). The antioxidant activity of aqueous spinach extract: Chemical identification of active fractions. *Phytochemistry*, 58(1), 143–152. [https://doi.org/10.1016/S0031-9422\(01\)00137-6](https://doi.org/10.1016/S0031-9422(01)00137-6)
- Boldrin, A., Andersen, J.K., Møller, J., Christensen, T.H., & Favoino, E. (2009). Composting and compost utilization: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management and Research*, 27(8), 800–812. <https://doi.org/10.1177/0734242X09345275>
- Cataldo, D.A., Haroon, M. H., Schrader, L.E., & Youngs, V.L. (1975). Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 6(1), 71–80. <https://doi.org/10.1080/00103627509366547>
- Cheng, K.L., & Bray, R.H. (1951). Determination of calcium and magnesium in soil and plant material. *Soil Science*, 72(6), 449–458. <https://doi.org/10.1097/00010694-195112000-00005>
- Citak, S., & Sonmez, S. (2010). Effects of conventional and organic fertilization on spinach (*Spinacea oleracea* L.) growth, yield, vitamin C and nitrate concentration during two successive seasons. *Scientia Horticulturae*, 126(4), 415–420. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2010.08.010>
- Deveci, M., & Uzun, E. (2011). Determination of phenolic compounds and chlorophyll content of Spinach (*Spinacia oleracea* L.) at different growth stages. *Asian Journal of Chemistry*, 23(8), 3739–3743.
- Elia, A., Santamaria, P., & Serio, F. (1998). Nitrogen nutrition, yield and quality of spinach. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 76(3), 341–346. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0010\(199803\)76:3<341::AID-JSFA938>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0010(199803)76:3<341::AID-JSFA938>3.0.CO;2-4)
- Erfani, F., Hassandokht, M.R., Barzegar, M., & Jabbari, A. (2006). Determination and comparison of chemical properties of seven Iranian spinach cultivars. *Journal of Food Science and Technology(Iran)*, 3(2), 27–33.

16. Estefan, G., Sommer, R., & Ryan, J. (2013). *Methods of Soil, Plant, and Water Analysis: A manual for the West Asia and North* (Third Edit). International Center for Agricultural Research in the Dry Sreas.
17. Fageria, N.K., & Baligar, V.C. (1999). Growth and nutrient concentrations of common bean, lowland rice, corn, soybean, and wheat at different soil pH on an inceptisol. *Journal of Plant Nutrition*, 22(9), 1495–1507. <https://doi.org/10.1080/01904169909365730>
18. Fageria, N Kumar. (1983). Ionic interactions in rice plants from dilute solutions. *Plant and Soil*, 70(3), 309–316. <https://doi.org/10.1007/BF02374887>
19. Fageria, V.D. (2001). Nutrient interactions in crop plants. *Journal of Plant Nutrition*, 24(8), 1269–1290. <https://doi.org/10.1081/PLN-100106981>
20. Ferreira, J.F., Sandhu, D., Liu, X., & Halvorson, J.J. (2018). Spinach (*Spinacia oleracea* L.) response to salinity: nutritional value, physiological parameters, antioxidant capacity, and gene expression. *Agriculture*, 8, 163.
21. Ghaly, F., Baddour, G., & El-Azazy, H. (2017). Nitrate accumulation and oxalate formation in spinach plants (*Spinacia oleracea* L.) as affected by nitrogen fertilization levels and iron foliar application. *Journal of Soil Sciences and Agricultural Engineering*, 8(11), 571–576. <https://doi.org/10.21608/jssae.2017.38092>
22. Graham, R.F., Wortman, S.E., & Pittelkow, C.M. (2017). Comparison of organic and integrated nutrient management strategies for reducing soil N₂O emissions. *Sustainability (Switzerland)*, 9(4). <https://doi.org/10.3390/su9040510>
23. Gupta, K., & Wagle, D.S. (1988). Nutritional and antinutritional factors of green leafy vegetables. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 36(3), 472–474. <https://doi.org/10.1021/jf00081a016>
24. Hargreaves, J.C., Adl, M.S., & Warman, P.R. (2008). A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 123(1–3), 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.004>
25. Hodges, D.M., & Forney, C.F. (2003). Postharvest ascorbate metabolism in two cultivars of spinach differing in their senescence rates. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 128(6), 930–935. <https://doi.org/10.21273/jashs.128.6.0930>
26. Huang, C.Y.L., & Schulte, E.E. (1985). Digestion of plant tissue for analysis by ICP emission spectroscopy. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 16(9), 943–958. <https://doi.org/10.1080/00103628509367657>
27. Kemp, A. (1983). The Effect of fertilizer treatment of grassland on the biological availability of magnesium. In *role of magnesium in animal nutrition* (pp. 143–157).
28. Khan, M.A.I., Ueno, K., Horimoto, S., Komai, F., Tanaka, K., & Ono, Y. (2007). Evaluation of the physio-chemical and microbial properties of green tea waste-rice bran compost and the effect of the compost on spinach production. *Plant Production Science*, 10(4), 391–399. <https://doi.org/10.1626/pps.10.391>
29. Kunicki, E., Grabowska, A., Sękara, A., & Wojciechowska, R. (2010). The effect of cultivar type, time of cultivation, and biostimulant treatment on the yield of spinach (*Spinacia oleracea* L.) . *Folia Horticulturae*, 22(2), 9–13. <https://doi.org/10.2478/fhort-2013-0153>
30. Li, W., Pickard, M.D., & Beta, T. (2007). Effect of thermal processing on antioxidant properties of purple wheat bran. *Food Chemistry*, 104(3), 1080–1086. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2007.01.024>
31. Lichtenthaler, H.K., & Wellburn, A.R. (1983). Determinations of total carotenoids and chlorophylls a and b of leaf extracts in different solvents. *Biochemical Society Transactions*, 11(5), 591–592. <https://doi.org/10.1042/bst0110591>
32. Lomnitski, L., Bergman, M., Nyska, A., Ben-Shaul, V., & Grossman, S. (2003). Composition, efficacy, and safety of spinach extracts. *Nutrition and Cancer*, 46(2), 222–231. https://doi.org/10.1207/S15327914NC4602_16
33. Loneragan, J.F., Grunes, D.L., Welch, R.M., Aduayi, E.A., Tengah, A., Lazar, V.A., & Cary, E.E. (1982). Phosphorus accumulation and toxicity in leaves in relation to zinc supply. *Soil Science Society of America Journal*, 46(2), 345–352. <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600020027x>
34. Machado, R.M.A., Alves-Pereira, I., Lourenço, D., & Ferreira, R.M.A. (2020). Effect of organic compost and inorganic nitrogen fertigation on spinach growth, phytochemical accumulation and antioxidant activity. *Heliyon*, 6(9). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05085>
35. Machado, Rui M.A., Alves-Pereira, I., Robalo, M., & Ferreira, R. (2021). Effects of municipal solid waste compost supplemented with inorganic nitrogen on physicochemical soil characteristics, plant growth, nitrate content, and antioxidant activity in Spinach. *Horticulturae*, 7(3), 53. <https://doi.org/10.3390/horticulturae7030053>
36. Maynard, D.N., Barker, A.V., Minotti, P.L., & Peck, N.H. (1976). Nitrate accumulation in vegetables. *Advances in Agronomy*, 28(C), 71–118. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60553-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60553-2)
37. Mengel, K., & Kirkby, E. (2001). *Principles of plant nutrition*. In International Potash Institute, Bern, Switzerland (5th Ed, Vol. 129, Issue 1). <https://doi.org/10.1097/00010694-198001000-00011>
38. Minitab Inc. (2013). *MINITAB statistical software*. In Version: Release 16 (No. 18; Vol. 14, Issue c, p. 10). Pennsylvania State University.
39. Moraghan, J.T., & Mascagni, H.J. (2018). Environmental and soil factors affecting micronutrient deficiencies and toxicities. In *Micronutrients in Agriculture* (pp. 371–425). <https://doi.org/10.2136/sssabookser4.2ed.c11>
40. Murphy, L.S., Ellis, R., & Adriano, D.C. (1981). Phosphorus-micronutrient interaction effects on crop production.

- Journal of Plant Nutrition*, 3(1–4), 593–613. <https://doi.org/10.1080/01904168109362863>
41. Naik, V.V, Mahavidyalaya, S.P.K., & Sindhudurg, D. (2014). Methodology in determination of oxalic acid in plant tissue: a comparative approach. *Journal of Global Trends in Pharmaceutical Sciences*, 5(2), 1662–1672.
42. Nakata, P.A. (2003). Advances in our understanding of calcium oxalate crystal formation and function in plants. *Plant Science*, 164(6), 901–909. [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(03\)00120-1](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(03)00120-1)
43. Rasband, W. (2018). *ImageJ* (2.0.0-rc-69/1.52p; java 1.8.0_172 [64-bit]). Bethesda, Maryland: U. S. National Institutes of Health.
44. Rashid, M., Yousaf, Z., Din, A., Munawar, M., Aftab, A., Riaz, N., Younas, A., Alaraidh, I.A., Okla, M.K., & Abdelgawad, H. (2022). Assessment of mineral nutrient efficiency in genetically diverse spinach accessions by biochemical and functional marker strategies. *Frontiers in Plant Science*, 13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.889604>
45. Sadasivam, S., & Balasubramanian, T. (1987). *Practical Manual in Biochemistry*.
46. Salarinik, Kh., & Nael, M. (2024). The impact of agricultural waste and residue composts on two consecutive spinach cultivations: 1- response of soil fertility indicators, plant nutrient uptake, and yield. *Journal of Water and Soil*, 37(6), 871-890. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/jsw.2023.83762.1318>
47. SAS Institute Inc. (2013). *SAS/ACCESS® 9.4 Interface to ADABAS: Reference*. (9.4). Cary, NC: SAS Institute Inc.
48. Shukla, U.C., & Mukhi, A.K. (1980). Ameliorative role of Zn, K, and gypsum on maize growth under alkali soil conditions. *Agronomy Journal*, 72(1), 85–88. <https://doi.org/10.2134/agronj1980.00021962007200010017x>
49. Singleton, V.L., & Rossi, J.A. (1965). Colorimetry of total phenolics with phosphomolybdic-phosphotungstic acid reagents. *American Journal of Enology and Viticulture*, 16(3), 144–158.
50. Stagnari, F., Di Bitetto, V., & Pisante, M. (2007). Effects of N fertilizers and rates on yield, safety and nutrients in processing spinach genotypes. *Scientia Horticulturae*, 114(4), 225–233. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2007.06.016>
51. Tanaka, F., Kim, T.H., & Yoneyama, T. (2001). Relationship between oxalate synthesis and nitrate reduction in spinach (*Spinacia oleracea* L.) plants tracing by ¹³C and ¹⁵N. *Plant Nutrition*, 302–303. https://doi.org/10.1007/0-306-47624-x_145
52. Wang, F., Wang, G., Li, X., Huang, J., & Zheng, J. (2008). Heredity, physiology and mapping of a chlorophyll content gene of rice (*Oryza sativa* L.). *Journal of Plant Physiology*, 165(3), 324–330. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2006.11.006>
53. Wang, N., Fu, F., Wang, H., Wang, P., He, S., Shao, H., Ni, Z., & Zhang, X. (2021). Effects of irrigation and nitrogen on chlorophyll content, dry matter and nitrogen accumulation in sugar beet (*Beta vulgaris* L.). *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-95792-z>
54. Xu, C., & Mou, B. (2016). Responses of spinach to salinity and nutrient deficiency in growth, physiology, and nutritional value. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 141(1), 12–21. <https://doi.org/10.21273/jashs.141.1.12>
55. Yang, S., Zhang, Z., Cong, L., Wang, X., & Shi, S. (2013). Effect of fulvic acid on the phosphorus availability in acid soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 13(3), 526–533. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162013005000041>
56. Yosefi, Z., Tabaraki, R., Gharneh, H.A.A., & Mehrabi, A.A. (2010). Variation in antioxidant activity, total phenolics, and nitrate in spinach. *International Journal of Vegetable Science*, 16(3), 233–242. <https://doi.org/10.1080/19315260903577278>



Investigation of the Effect of Biochar on the Physical and Chemical Properties of Soil under Quinoa Cultivation under Water and Salinity Stress Conditions

O. Tourajzadeh¹, H. Piri^{2*}, A. Naserin³, M.M. Chari²

1 and 2- Ph.D. Graduate and Assistant Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Water and Soil, University of Zabol, Zabol, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: H_piri2880@uoz.ac.ir)

3- Assistant Professor, Department of Water Engineering, Agricultural Sciences and Natural Resources, University of Khuzestan, Mollasani, Iran

Received: 10-08-2023
Revised: 18-12-2023
Accepted: 15-01-2024
Available Online: 15-01-2024

How to cite this article:

Tourajzadeh, O., Piri, H., Naserin, A., & Chari, M.M. (2024). Investigation of the effect of biochar on the physical and chemical properties of soil under quinoa cultivation under water and salinity stress conditions. *Journal of Water and Soil*, 38(1), 69-85. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/jsw.2024.83859.1322>

Introduction

Appropriate and practical use of agricultural waste reduce the pressure on the environment. Recently, there has been significant promotion of biochar utilization in agricultural lands. It serves as a valuable source of organic material for enhancing plant growth and as an effective soil amendment to improve soil properties. Due to its unique chemical and physical properties, biochar can be used as a soil conditioner and has many benefits for optimal agricultural and environmental management. Studies have shown that biochar is a useful amendment for improving the physical and chemical properties of soil and effective in maintaining organic matter and soil moisture.

Materials and Methods

This research was conducted with the aim of investigating the effects of biochar on the physical and chemical properties of soil under conditions of water stress and irrigation using saline water. The experiment was carried out in a factorial based on a completely randomized design with three replications in greenhouse conditions. The treatments include three irrigation water treatments (60, 80, and 100 percent water requirement of the plant, respectively, I1, I2, and I3), three treatments of biochar prepared from northern forest trees at a temperature of 300 degrees Celsius (0, 2, and 4 percent by weight of potting soil, respectively, B1, B2, and B3) and three water quality treatments (with electrical conductivity 1, 4 and 7 dS/m, respectively, S1, S2 and S3). The pots were weighed every other day and at each level of biochar and salinity, the water deficit up to the agricultural moisture level was calculated based on the changes in the pot's weight. After harvesting (in the first half of April 2022), in order to investigate the effect of biochar on the amount of soil nutrients and some physical and chemical parameters of the soil under the conditions of water stress and irrigation water salinity, sampling was done from the soil of each pot. The samples were taken to the laboratory and parameters of apparent and actual specific gravity, acidity and salinity of the soil, percentage of nitrogen, phosphorus and potassium absorbable of the soil were measured in the laboratory. Referring to the yield to irrigation water ratio, water productivity is obtained by the following relation (Payero et al., 2009): $WP=Y/IR$, where, WP represents water productivity (kg/m^3), Y denotes the yield (kg/ha), and IR shows the amount of irrigation water (m^3/ha). Analysis of variance for the results obtained from different



©2024 The author(s). This is an open access article distributed under [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source.

<https://doi.org/10.22067/jsw.2024.83859.1322>

treatments was conducted using SAS software (SAS 9.1, SAS Institute, Cary, NC, USA). The mean values of the main factors and interactive effects were compared using the Duncan method at the 1% and 5% levels of significance.

Results and Discussion

The results showed that the amount of biochar, irrigation water and water salinity and their mutual effects had a significant effect on the measured parameters at the probability level of one and five percent. Adding 2 and 4 mass percent biochar to the soil increased the amount of phosphorus (35 and 60%, respectively), potassium (57% and 61%), nitrogen (83% and 91%), pH (13% and 13%) and electrical conductivity (EC) (13% and 57%) of the soil. By adding 2% and 4% of biochar to the soil, the actual specific gravity of the soil decreased by 13% and 21%, respectively, and the apparent specific gravity decreased by 11% and 22%, respectively. The actual and apparent specific gravity of the soil decreased by adding biochar to the soil. Decreasing the depth of irrigation water and increasing water salinity increased the amount of phosphorus, potassium, nitrogen, pH and EC of the soil. The amount of irrigation water had no significant effect on the apparent and actual specific gravity, however, the salinity of the irrigation water caused a significant increase in the apparent and actual specific gravity of the soil. Although the addition of biochar to the soil increased the nutrients required by plants in the soil, high amounts of biochar in the soil should be used careful, because the addition of this organic matter to the soil at high levels increased soil EC significantly. Based on the findings derived from the research, the utilization of biochar is recommended as a viable approach for enhancing both the chemical quality and productivity of nutrient-poor and sandy soils.

Keywords: Apparent specific gravity, Electrical conductivity, Nitrogen, Phosphorus, Potassium

مقاله پژوهشی

جلد ۳۸، شماره ۱، فروردین-اردیبهشت ۱۴۰۳، ص. ۸۵-۶۹

بررسی تأثیر بیوپچار بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک تحت کشت کینوا در شرایط تنش آبی و شوری

ام البنین توراجزاده^۱ - حلیمه پیری^{۲*} - امیر ناصرین^۳ - محمد مهدی چاری^۲

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۵/۱۹

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۰/۲۵

چکیده

استفاده مناسب و کاربردی از ضایعات کشاورزی موجب کاهش فشار بر محیط‌زیست خواهد شد. این پژوهش با هدف بررسی اثرات بیوپچار در شرایط تنش آبی و شوری آب آبیاری بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک انجام شد. آزمایش در شرایط گلخانه به صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. فاکتورها شامل آب آبیاری (۶۰، ۸۰ و ۱۰۰ درصد نیاز آبی گیاه به ترتیب، I₁، I₂ و I₃)، بیوپچار تهیه شده از درختان جنگلی شمال در دمای ۳۰۰ درجه سلسیوس (صفر، ۲ و ۴ درصد جرمی خاک گلدان به ترتیب B1، B2 و B3) و کیفیت آب (با قابلیت هدایت الکتریکی ۱، ۴ و ۷ دسی‌زیمنس بر متر به ترتیب S1، S2 و S3) بود. گلدان‌ها به صورت یک روز در میان توزین شده و کمبود آب تا حد رطوبت زراعی براساس تغییرات جرم گلدان محاسبه شد. بعد از پایان فصل کشت کینوا (برداشت نیمه اول فروردین ۱۴۰۱)، برای بررسی اثر بیوپچار بر میزان عناصر غذایی خاک و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در شرایط تنش آبی و شوری آب آبیاری، نمونه‌برداری از خاک هر گلدان انجام شد. نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل و ویژگی‌های جرم مخصوص ظاهری و حقیقی، pH و شوری خاک، درصد نیتروژن، فسفر و پتاسیم قابل جذب در آزمایشگاه اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد مقدار بیوپچار، آب آبیاری و شوری آب و اثرات متقابل آن‌ها در سطح احتمال یک و پنج درصد بر ویژگی‌های اندازه‌گیری شده تأثیر معنی‌داری داشت. افزودن ۲ و ۴ درصد جرمی بیوپچار به خاک سبب افزایش مقدار فسفر (به ترتیب ۳۵ و ۶۰ درصد)، پتاسیم (۵۷ و ۶۱ درصد)، نیتروژن (۸۳ و ۹۱ درصد)، pH (۱۳ و ۱۳) و قابلیت هدایت الکتریکی خاک (EC) (۱۳ و ۵۷ درصد) شد. جرم مخصوص حقیقی خاک با افزودن ۲ و ۴ درصد جرمی بیوپچار به خاک به ترتیب ۱۳ و ۲۱ درصد و جرم مخصوص ظاهری به ترتیب ۱۱ و ۲۲ درصد کاهش یافت. کاهش عمق آب آبیاری و افزایش شوری آب باعث افزایش مقدار فسفر، پتاسیم، نیتروژن، pH و EC خاک شد. مقدار آب آبیاری تأثیر معنی‌داری بر جرم مخصوص ظاهری و حقیقی نداشت اما شوری آب آبیاری سبب افزایش معنی‌دار جرم مخصوص ظاهری و حقیقی خاک شد. اگر چه افزایش بیوپچار به خاک باعث افزایش عناصر غذایی مورد نیاز گیاه در خاک شد اما با توجه به این که افزودن این ماده آلی به خاک در سطوح زیاد سبب افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک می‌شود لذا استفاده از مقادیر زیاد بیوپچار در خاک باید با احتیاط انجام شود.

واژه‌های کلیدی: پتاسیم، جرم مخصوص ظاهری، فسفر، قابلیت هدایت الکتریکی، نیتروژن

مقدمه

تن غذا و محصولات کشاورزی مورد نیاز است (Bhupindar, 2014)، اما بر اثر عواملی همچون تغییرات آب و هوا، محدود شدن منابع آب و خاک و افزایش آلودگی محیط‌زیست مشکلاتی در کشاورزی و تولید مواد غذایی کافی به وجود می‌آید. در شرایط تنش خشکی و شوری، جذب آب و عناصر غذایی توسط گیاه محدود می‌شود (Waraich et

با افزایش جمعیت جهان، نیاز به غذا و تولیدات کشاورزی به شدت در حال افزایش است به طوری که سازمان خوار و بار جهانی پیش‌بینی کرده است با افزایش جمعیت جهان در سال ۲۰۵۰، سالانه ۲۰۰ میلیون

۱ و ۲- به ترتیب دانش‌آموخته دکتری و دانشیار، گروه مهندسی آب و خاک، دانشگاه زابل، زابل، ایران
(*)- نویسنده مسئول: (Email: H_piri2880@uoz.ac.ir)

۳- استادیار، گروه مهندسی آب، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان ملاتانی، اهواز، ایران

al., 2013). بنابراین در این شرایط خاک باید بستر مناسبی را برای تأمین نیازهای گیاه به عنوان محیط رشد و نمو فراهم کند. کاربرد کودهای آلی، زیستی و همچنین مواد معدنی طبیعی می‌تواند موجب اصلاح ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک شوند (Dabhi et al., 2013). عدم مدیریت صحیح خاک موجب شده است تا خاک به تدریج کیفیت و حاصل‌خیزی خود را از دست داده و به خاک نامرغوب تبدیل شود. بنابراین استفاده از اصلاح‌کننده‌هایی که بتواند این شرایط را بهبود بخشد و از تخریب خاک جلوگیری کند، امری ضروری می‌باشد. مصرف صحیح و مناسب انواع اصلاح‌کننده‌ها مهمترین راه حفظ و اصلاح شرایط حاصل‌خیزی خاک و افزایش عملکرد محصولات کشاورزی می‌باشد (Karmaka et al., 2007). افزودن اصلاح‌کننده های آلی به خاک در شرایط کمبود آب بسیار مؤثر هستند (Hirich et al., 2013). اخیراً استفاده از بیوپار در زمین‌های کشاورزی به‌عنوان منبع تأمین‌کننده مواد آلی برای رشد گیاه و اصلاح‌کننده‌ای برای بهبود ویژگی‌های خاک رونق زیادی یافته است (Domene et al., 2014). بیوپار به‌دلیل ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی منحصر به فرد خود، می‌تواند به‌عنوان اصلاح‌کننده خاک مورد استفاده قرار گرفته و فواید بسیاری برای مدیریت بهینه کشاورزی و محیط‌زیست داشته باشد. بیوپار ماده جامد سیاه‌رنگ غنی از کربن پایدار می‌باشد که در نتیجه سوزاندن مواد آلی در شرایط بدون اکسیژن و یا اکسیژن کم، در دمای کمتر از 700 درجه سلسیوس تولید می‌شود (Lehmann & Joseph, 2009). مطالعات نشان داده است که بیوپار یک ماده اصلاح‌کننده مفید برای بهبود ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، مؤثر در حفظ ماده آلی و رطوبت خاک می‌باشد (Van Zwieten et al., 2013). بیوپار ویژگی‌های مختلف فیزیکی و شیمیایی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد. تأثیر بیوپار بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک توسط محققان مختلف طی دهه گذشته مورد بررسی قرار گرفته است و مشخص شده است که افزودن بیوپار به خاک کیفیت آن را تغییر می‌دهد و اغلب سبب افزایش و بهبود کیفیت خاک می‌شود (Lehmann & Joseph, 2009).

با توجه به پایداری بیوپار در مقابل تجزیه میکروبی و زمان ماندگاری طولانی آن در خاک، مصرف بیوپار سبب افزایش سطح مواد آلی خاک به‌مدت طولانی و در نتیجه بهبود ویژگی‌های خاک، مخصوصاً در مناطق خشک و نیمه‌خشک می‌شود. همچنین، افزودن بیوپار به‌عنوان یک ماده اصلاحی به خاک موجب افزایش بازهای تبادل، ظرفیت تبادل کاتیونی و قابلیت دسترسی عناصر غذایی، کاهش جرم مخصوص ظاهری و بهبود ظرفیت نگهداری آب می‌شود (Liang et al., 2006). بیوپار به‌دلیل سطح ویژه زیاد و تراکم بار سطحی بالا، توانایی خاک برای نگهداری عناصر غذایی و آب قابل استفاده گیاه را افزایش و شستشوی عناصر غذایی و کودها را کاهش می‌دهد (Laird et al., 2010). بیوپار با کاهش آبشویی عناصر

غذایی، سبب افزایش بهبود بهره‌وری کودها شده و با بهبود ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و کاهش مقاومت کششی خاک، موجب نفوذ و رشد بهتر ریشه گیاه می‌شود (Knowles et al., 2011). نجفی قیری (Najafi Ghairi, 2014) تأثیر کاربرد بیوپار را بر ویژگی‌های خاک و قابلیت جذب عناصر غذایی مورد بررسی قرار داد. نتایج پژوهش نشان داد مصرف بیوپار سبب افزایش معنی‌دار ماده آلی و قابلیت هدایت الکتریکی و پتانسیم محلول و تبدیلی شد در حالی‌که قابلیت دسترسی نیتروژن، فسفر، روی و مس تحت تأثیر مصرف بیوپار قرار نگرفت. نتایج مطالعه دیوبند هفشجانی و همکاران (Deoband Hafeshjani et al., 2016) نشان داد افزودن بیوپار باگاس نیشکر تهیه شده در ۳۰۰ درجه سلسیوس و در سطوح ۰/۲، ۰/۵ و ۱ درصد جرمی، سبب افزایش معنی‌دار کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر قابل جذب، ظرفیت تبادل آنیونی، قابلیت هدایت الکتریکی و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک شد.

منطقه سیستان در شمال استان سیستان و بلوچستان یکی از مناطق مهم و استراتژیک استان است. کمبود آب در دشت سیستان، یک مسئله جدی و دارای اهمیت است. تنها منبع آب منطقه، رودخانه هیرمند است که از کوه‌های بابا یغمای افغانستان سرچشمه می‌گیرد و بحران آب منطقه، ناشی از کمبود آب در این رودخانه است به‌گونه‌ای که عدم تأمین آب هیرمند منجر به نابودی کشاورزی منطقه گردیده است. در این منطقه اراضی زیادی وجود دارد که قابل زرع می‌باشد اما به‌دلیل کمبود منابع آب به‌صورت بایر رها شده‌اند. بنابراین باید دنبال راهکاری بود که با حفظ شرایط پایدار در منابع آب و خاک منطقه از لحاظ اقتصادی موجب توسعه کشاورزی شود. تدوین برنامه آبیاری و اعمال مدیریت صحیح آبیاری در این منطقه می‌تواند از زیان‌های ناشی از کمبود منابع آب در منطقه بکاهد. برخی از کشاورزان منطقه برای آبیاری اراضی کشاورزی از چاهک‌های سطحی که در مزارع آن‌ها حفر شده است، استفاده می‌کنند. آب این چاهک‌ها معمولاً از نظر کیفی نامطلوب و شور می‌باشد. استفاده از این آب‌ها سبب کاهش عملکرد گیاهان و در نهایت شوری خاک می‌شود. از طرف دیگر درصد ماده آلی و عناصر غذایی در خاک اراضی سیستان کم می‌باشد. استفاده از بیوپار به‌عنوان منبع تأمین‌کننده ماده آلی برای تأمین مواد غذایی گیاهان و همچنین اصلاح خاک در این منطقه می‌تواند مفید باشد. لذا هدف از این پژوهش بررسی و تعیین سطوح مناسب کاربرد بیوپار برای خاک‌های اراضی دشت سیستان در شرایط کم‌آبی و شوری آب آبیاری می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه دشت سیستان بود. این منطقه در محدوده طول جغرافیایی ۶۱ درجه و ۱۰ دقیقه تا ۶۱ درجه و ۴۹ دقیقه شرقی و عرض جغرافیایی ۲۹ درجه و ۵۵ دقیقه تا ۳۱ درجه و ۲۰ دقیقه شمالی واقع

ترتیب B1، B2 و B3) بود. انتخاب سطوح شوری آب آبیاری براساس وجود چاهک‌های آب شور در منطقه مورد مطالعه بود که کشاورزان منطقه از آب این چاهک‌ها برای کشاورزی استفاده می‌کنند. مقادیر بیوچار نیز براساس مطالعات انجام شده توسط محققین در منطقه مورد مطالعه انتخاب شده است (Mir et al., 2021). گلدان‌های مورد استفاده در تحقیق گلدان پلاستیکی با قطر و ارتفاع ۲۰ سانتی‌متر بود. گلدان‌ها با ۵ کیلو خاک عبور داده شده از الک ۲ میلی‌متری و سطوح مختلف بیوچار پر شد. ابتدا گلدان‌ها به‌صورت کامل اشباع شد. روی گلدان‌ها برای جلوگیری از تبخیر آب پوشانده شد. جرم گلدان بعد از زمانی که آب ثقی از انتهای گلدان خارج شد، اندازه‌گیری و به‌عنوان جرم در حالت ظرفیت زراعی در نظر گرفته شد (Mir et al., 2021). در هر گلدان تعداد هشت عدد بذر کینوا رقم Titicaca در نیمه دوم آبان ۱۴۰۰ در عمق ۲ سانتی‌متری از سطح خاک کاشته شد. پس از استقرار گیاه در مرحله چهاربرگی به سه گیاه در گلدان تقلیل یافت. از زمان کاشت تا زمان استقرار گیاهچه، تمام گلدان‌ها به‌صورت کامل و با آب شیرین و تا حد ظرفیت زراعی آبیاری شد. سپس تیمارهای شوری و کم‌آبیاری اعمال شد. گلدان‌ها به‌صورت یک روز در میان توزین شده و در هر سطح بیوچار و شوری، کمبود آب تا حد رطوبت براساس تغییرات جرم گلدان محاسبه شد و سپس براساس سطح تیمار آبیاری، آبیاری انجام شد.

شده است. این منطقه با اقلیم گرم و خشک دارای متوسط بارندگی سالیانه منطقه ۵۵ میلی‌متر و میزان تبخیر سالیانه ۴۵۰۰ تا ۵۰۰۰ میلی‌متر و ارتفاع از سطح دریا ۴۸۹/۲ متر می‌باشد. غالب بافت خاک منطقه لوم شن می‌باشد (Negaresh & Latifi, 2018). ابتدا، خاک با بافت لوم شنی از اعماق ۰ تا ۳۰ سانتی‌متری خاک منطقه تهیه شده، هوا خشک شده و سپس از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد. همچنین از آب مورد استفاده نیز جهت تعیین کیفیت آن نمونه‌برداری شد. بیوچار مورد استفاده در تحقیق از شرکت کربن اکتیو بشل واقع در قائمشهر مازندران خریداری شد. شرکت مورد نظر برای تهیه بیوچار از شاخ و برگ خشک شده درختان جنگلی استان مازندران استفاده کرده است. ابتدا شاخ و برگ‌های خشک شده بسته‌بندی شده و سپس در دمای ۳۰۰ درجه سلسیوس و در شرایط بدون اکسیژن حرارت داده شده است. نتایج تجزیه آب و خاک و بیوچار مورد استفاده در جدول ۱ آورده شده است. برای اندازه‌گیری pH و هدایت الکتریکی بیوچار از نسبت یک به ۱۰ بیوچار با آب مقطر استفاده شد (Guvili et al., 2016).

پژوهش در قالب طرح کاملاً تصادفی و به روش فاکتوریل و به صورت گلدانی با سه تکرار در آبان ماه ۱۴۰۰ در گلخانه در شهر بنجار با موقعیت جغرافیایی ۶۱ درجه و ۲۹ دقیقه طول شرقی و ۳۱ درجه و یک دقیقه عرض شمالی اجرا شد. فاکتورها شامل آب آبیاری در سه سطح (۶۰، ۸۰ و ۱۰۰ درصد مقدار آب آبیاری به‌ترتیب، I₁، I₂ و I₃)، سه سطح شوری آب آبیاری (۱، ۴ و ۷ دسی‌زیمنس بر متر به‌ترتیب S₁، S₂ و S₃) و سه سطح بیوچار (۰، ۲ و ۴ درصد جرمی خاک گلدان به

جدول ۱- برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، آب و بیوچار

Table 1- Some physical and chemical characteristics of soil, water and biochar

ویژگی‌های اندازه‌گیری شده Measured characteristics	روش اندازه‌گیری Measured method	بیوچار Biochar	آب Water			خاک Soil
			S3	S2	S1	
pH	عصاره گیری گل اشباع و pH متر	7.3	7.12	7.42	7.81	8.30
قابلیت هدایت الکتریکی EC (dS/m)	EC و سنج Saturated paste extraction and, pH and EC meter	6.1	7	4	1	0.6
کربن آلی Organic carbon (%)	به روش والکی بلیک (۱۹۳۴) Walkly Black (1934) method	57.50	-	-	-	1.36
فسفر Phosphorus (mg/kg)	به روش اولسن (اولسن و سومر، ۱۹۹۰) Olsen method (Olsen and Sommer, 1990)	398.65	0.39	0.34	0.26	10.45
پتاسیم Potassium (mg/kg)	عصاره گیری گل اشباع و روش وستمن (۱۹۹۰) Saturated paste extraction and Westman method (1990)	2375.48	0.74	0.65	0.41	110.63
کلسیم محلول Dissolved calcium (meq/L)	عصاره گیری گل اشباع و دستگاه فلیم فتومتر	17.5	14.64	8.25	2.05	0.42
منیزیم محلول Dissolved magnesium (meq/L)	(پیچ، ۱۹۸۲)	11.60	10.16	5.74	2.95	0.75
سدیم محلول Dissolved sodium (meq/L)	Saturated paste extraction and flame photometer spectroscopy (Page, 1982)	3.70	18.95	9.87	4.20	0.63
نیتروژن Nitrogen (%)	به روش کج‌دال (برنر، ۱۹۹۶) Kjeldahl method (Bremner, 1996)	19.50	-	-	-	0.02

نتایج تجزیه واریانس برخی ویژگی‌های اندازه‌گیری شده خاک در **جدول ۲** نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌گردد اثر مقدار آب آبیاری، شوری و بیوپار و اثرات متقابل آن‌ها بر ویژگی‌ها در سطح احتمال یک و یا پنج درصد معنی‌دار بوده است. **جدول ۳ تا ۶** مقایسه میانگین اثرات ساده و متقابل ویژگی‌های اندازه‌گیری شده را نشان می‌دهند. بیوپار ویژگی‌های مختلف فیزیکی و شیمیایی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد. تأثیر بیوپار بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک توسط محققان مختلف طی دهه گذشته مورد بررسی قرار گرفته است و مشخص شده که افزودن بیوپار به خاک کیفیت آن را تغییر می‌دهد و اغلب بهبود کیفیت خاک را به همراه دارد (Lehmann & Joseph, 2009).

عملکرد: مطابق **جدول ۳** کاهش عمق آب آبیاری باعث کاهش ۱۱/۹ و ۲۸/۹۶ درصدی عملکرد دانه شد اما این کاهش بین تیمار I3 و I2 معنی‌دار نبود. افزایش تنش آبی منجر به کوچک شدن سطح برگ، کاهش شاخص سطح برگ، کاهش وزن سنبله و کوچک شدن دانه و به دنبال آن کاهش عملکرد دانه شد.

بعد از پایان فصل کشت (برداشت نیمه اول فروردین ۱۴۰۱)، برای بررسی اثر بیوپار بر میزان عناصر غذایی قابل جذب خاک و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در شرایط تنش آبی و شوری آب آبیاری، نمونه‌برداری از خاک هر گلدان انجام شد. نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل شد. ویژگی‌های جرم مخصوص ظاهری و حقیقی، اسیدیته و شوری خاک، درصد نیتروژن، فسفر و پتاسیم خاک در آزمایشگاه اندازه‌گیری شد. فسفر قابل جذب خاک به روش اولسن (Olsen & Sommers, 1990) و پتاسیم قابل استفاده به وسیله استات آمونیوم عصاره‌گیری شد (Westerman, 1990). غلظت فسفر و پتاسیم به ترتیب توسط دستگاه اسپکتروفتومتر و فلیم فتومتر تعیین شد. درصد نیتروژن کل به روش کج‌لدال اندازه‌گیری شد (Bremner, 1996). تجزیه و تحلیل داده‌ها با نرم‌افزار SAS و مقایسه میانگین‌ها با آزمون چند دامنه ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد. با توجه به این که تحقیق حاضر بعد از کشت کینوا بوده است برای بررسی بهتر نتایج، تأثیر تیمارها بر عملکرد کینوا نیز در **جدول ۲ تا ۶** آورده شده است.

نتایج و بحث

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس (میانگین مربعات و درجه آزادی) ویژگی‌های خاک و عملکرد محصول

Table 2- Results of analysis of variance (mean square and degree of freedom) of soil property and crop yield

منابع تغییرات MS	درجه آزادی DF	جرم مخصوص ظاهری Bulk density	جرم مخصوص حقیقی Actual density	اسیدیته pH	قابلیت هدایت الکتریکی EC	نیتروژن Nitrogen	پتاسیم Potassium	فسفر Phosphorus	عملکرد Yield
بیوپار (B) Biochar	2	0.002*	0.106*	0.056**	39.69**	0.005**	6345.52**	8.42**	1151.43**
مقدار آب آبیاری Amount of water (I) irrigation	2	0.000 ns	0.828 ns	0.02*	11.98*	0.002*	5716.69**	11.35*	291.82**
شوری آب آبیاری Salinity of irrigation Water (S)	2	0.003*	1.187*	0.002*	27.179**	0.004**	3825.32**	10.26*	625.84**
I*B	4	0.014ns	3.226ns	0.03*	4.466*	0.003*	3196.27*	9.78*	48.14*
I*S	4	0.002*	0.589*	0.013*	1.751*	0.006**	2873.49*	5.62*	16.42*
B*S	4	0.004*	1.153*	0.018*	11.078*	0.003**	2597.55*	8.54*	85.29**
I*B*S	8	0.002 ns	2.194 ns	0.023*	23.543**	0.002*	2358.41*	6.39*	124.69**
خطا Error	12	0.003	0.965	0.008	5.136	0.001	19.41	1.32	12.18
ضریب تغییرات Coefficient of variation (CV)	-	10.549	22.668	1.280	19.283	20.510	14.26	16.27	

* و ** معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد و یک درصد، ns عدم معنی‌داری.

* and ** significance at the probability level of five percent and one percent, ns non-significance.

گزارشات مختلف بیانگر کاهش عملکرد دانه با افزایش تنش خشکی می‌باشد (Telahigue et al., 2017; Elewa et al., 2017). اولین نشانه تنش خشکی در گیاهان کاهش فشار تورگور و در ادامه کاهش رشد سلول‌ها می‌باشد. کاهش رشد سلول منجر به کاهش ارتفاع گیاه و کاهش تولید ماده خشک می‌شود. با کاهش رشد سلول، رشد برگ، میزان جذب نور خورشید، فتوسنتز و تولید ماده خشک کاهش می‌یابد (Mohkami et al., 2022). کاربرد ۲ درصد وزنی بیوپچار عملکرد دانه را افزایش داد. استفاده بیشتر بیوپچار (تیمار B3) عملکرد دانه را افزایش داد اما با تیمار عدم مصرف بیوپچار تأثیر معنی‌دار نداشت که به دلیل افزایش شوری حاصل از کاربرد مقادیر زیاد بیوپچار می‌باشد. نتایج بررسی تأثیر بیوپچار بر شوری خاک که در ادامه به آن پرداخته شده است، مؤید این موضوع است. سان و همکاران (Sun et al., 2019) هفت سطح بیوپچار را بر روی گیاه گندم مورد ارزیابی قرار دادند. نتیجه مطالعه آن‌ها نشان داد کاربرد ۵ تا ۲۰ تن در هکتار بیوپچار باعث افزایش عملکرد گندم شد اما کاربرد بیشتر از آن موجب کاهش عملکرد گندم شد (Sun et al., 2019). محققین بیان داشتند افزایش عملکرد در اثر کاربرد بیوپچار در خاک می‌تواند به دلیل اثرات مستقیم (عناصر غذایی موجود در زیست‌توده که طی فرایند تجزیه حرارتی به بیوپچار تبدیل شده) و غیرمستقیم (بهبود ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک) آن باشد (Major et al., 2010). تیمار B2 با ۱۳۸۶/۴۵ کیلوگرم در هکتار بیشترین و تیمار B1 با ۹۶۷/۸۶ کیلوگرم در هکتار کمترین مقادیر عملکرد دانه را داشتند. جرم مخصوص ظاهری کم، تخلخل زیاد، ظرفیت تبادل کاتیونی بالا و ظرفیت نگهداری رطوبت قابل ملاحظه‌ی بیوپچار باعث افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی و حاصلخیزی خاک، افزایش رشد گیاه و عملکرد می‌شود (Fathi & Mirseyed, 2015). محکمی و همکاران (Mohkami et al., 2022) به نتایج مشابهی دست یافتند و بیان کردند استفاده از بیوپچار باعث افزایش عملکرد کینوا در شرایط تنش خشکی شد. شوری آب آبیاری باعث کاهش معنی‌دار مقدار عملکرد دانه شد (جدول ۳). آب با کیفیت ۴ دسی‌زیمنس بر متر (تیمار S2) منجر به کاهش ۱۴/۱ درصدی عملکرد دانه شد اما با تیمار S1 تفاوت معنی‌دار نداشت. بنابراین می‌توان گفت کینوا از نظر تحمل شوری آب آبیاری گیاهی نسبتاً مقاوم می‌باشد. تنش شوری باعث افزایش فشار اسمزی، اختلال در جذب آب توسط ریشه، کاهش فتوسنتز گیاه، کاهش مواد فتوسنتزی و در نتیجه کاهش عملکرد دانه می‌شود. القصبی و همکاران (Algoziabi et al., 2015) نشان دادند در شوری های بالای ۴ دسی‌زیمنس بر متر عملکرد دانه کینوا کاهش یافت. اثرات متقابل آب آبیاری و بیوپچار (جدول ۴) نشان داد در تمام سطوح آب آبیاری با افزایش مصرف بیوپچار تا ۲ درصد وزنی عملکرد دانه افزایش یافت. افزایش بیشتر بیوپچار (تیمار ۴ درصد وزنی) باعث کاهش عملکرد دانه شد. در سطوح تنش آبی شدید تیمار عدم مصرف بیوپچار (B1) عملکرد دانه بیشتری نسبت به تیمار ۴ درصد وزنی بیوپچار (B3) داشت.

تیمار I1B3 کمترین (۵۴۰/۱۲) کیلوگرم در هکتار) مقدار عملکرد دانه را داشت. می‌توان بیان داشت استفاده از بیوپچار با به کار بردن آب آبیاری مناسب، باعث فراهم شدن آب و مواد غذایی و در نتیجه رشد بهینه گیاه گردیده است. ابراهیم و همکاران (Ibrahim et al., 2015) به افزایش بیشتر عملکرد کاه و کلش در تیمارهای حاوی بیوپچار و آبیاری براساس ۸۰ درصد نیاز آبی گیاه در مقایسه با تیمارهای بدون بیوپچار و ۱۰۰ درصد نیاز آبی گیاه اشاره کردند که با نتایج تحقیق حاضر مطابقت دارد. در تحقیق حاضر نیز عملکرد دانه (۱۱۸۶/۶۱) کیلوگرم در هکتار) در تیمار I2B2 (۸۰ درصد نیاز آبی گیاه و استفاده ۲ درصد وزنی بیوپچار) بیشتر از عملکرد دانه (۹۸۶/۲۷) کیلوگرم در هکتار) در تیمار I3B1 (۱۰۰ درصد نیاز آبی گیاه و عدم استفاده از بیوپچار) بود. اثر متقابل آب آبیاری و شوری (جدول ۶) نشان داد با افزایش شوری آب آبیاری و کاهش عمق آب مصرفی عملکرد دانه کاهش یافت. بیشترین عملکرد دانه (۱۳۳۴/۵۷) کیلوگرم در هکتار) از تیمار I3S1 مشاهده شد. تیمار I2S1 با مقدار ۱۳۲۶/۸۵ کیلوگرم در هکتار در رتبه بعدی قرار گرفت که تفاوت معنی‌دار با تیمار I3S1 نداشت. در تنش‌های آبی بالا استفاده از آب با کیفیت پایین باعث کاهش شدیدتر عملکرد شد. یکی از دلایل کاهش عملکرد را می‌توان به کاهش فتوسنتز در نتیجه‌ی تنش حاصل از تجمع نمک در محدوده ریشه نسبت داد که این مسأله می‌تواند در نتیجه کاهش ورود دی‌اکسیدکربن به دلیل کاهش هدایت روزنه و همچنین کاهش سطح برگ باشد (Netondo et al., 2004). از سوی دیگر، افزایش پتانسیل اسمزی در نتیجه‌ی حضور نمک در محدوده ریشه و کاهش آن در سلول‌های گیاهی، موجب تغییر در مسیر انتقال فرآورده های فتوسنتزی و تجمع آن در سلول‌های ریشه برای مقابله با تنش حاصله خواهد شد. به عبارت دیگر، کاهش انرژی آزاد آب در خاک گیاه را وادار خواهد کرد تا برای جذب آب انرژی بیشتری صرف کند که این امر مستلزم افزایش پتانسیل اسمزی در سلول‌های گیاهی با تجمع مواد قندی در آن است. تجمع مواد آلی ساخته شده در سلول‌های ریشه به منظور تنظیم اسمزی و مقابله با اثرات مخرب شوری در جذب آب، انتقال آن به سایر اندام‌های هوایی و متعاقباً رشد رویشی را محدود ساخته و در نهایت منتج به کاهش عملکرد خواهد شد (Piri et al., 2022). اثر متقابل بیوپچار و شوری آب آبیاری (جدول ۵) نشان داد با کاربرد آب شور (تیمار S2 و S3) و افزایش بیوپچار مصرفی عملکرد دانه کاهش یافت. تیمار B2S1 (آب غیرشور و ۲ درصد وزنی بیوپچار) عملکرد دانه (۱۳۰۲/۵۳) کیلوگرم در هکتار) بالاتری نسبت به تیمار B1S1 (آب غیرشور و عدم مصرف بیوپچار) داشت. بنابراین می‌توان گفت در شرایط استفاده از آب شیرین بیوپچار می‌تواند عملکرد دانه را افزایش دهد. در شرایط استفاده از آب شور با شوری S2 و S3 عملکرد دانه در تیمارهای عدم استفاده بیوپچار (تیمارهای B1S2 و B1S3) بیشتر از تیمار ۲ و ۴ درصد وزنی بیوپچار بود اما از این نظر با عملکرد دانه تیمارهایی که ۲ درصد وزنی بیوپچار داشتند (تیمارهای B2S2 و B2S3) تفاوت معنی‌دار

نداشت.

فسفر: مطابق **جدول ۳** اثرات مقدار بیوپار بر قابلیت استفاده فسفر در خاک در سطح احتمال ۵ درصد معنی دار بود. با کاربرد بیوپار مقدار فسفر قابل جذب افزایش یافت. بیشترین مقدار فسفر (۲۴/۸۴ میلی گرم در کیلوگرم خاک) در تیمار مصرف ۴ درصد جرمی بیوپار به دست آمد. مصرف ۲ درصد جرمی بیوپار با مصرف ۴ درصد جرمی تفاوت معنی دار با هم نداشتند. افزایش فسفر قابل جذب در تیمارهای حاوی بیوپار می تواند به دلیل تجزیه بیوپار و تشکیل کمپلکس های آلی قویتری با کلسیم، آهن و آلومینیوم در مقایسه با فسفر ایجاد کنند و موجب کاهش سرعت رسوب فسفر تغییر شکل آن شوند. به علاوه، ایجاد پوشش محافظ در سطح ذرات توسط هوموس ظرفیت تثبیت فسفر این ذرات را کاهش می دهد (Kang et al., 2008). بیوپار می تواند قابلیت استفاده فسفر را از طریق جذب سطحی و افزایش ظرفیت تبادل آنیونی خاک، افزایش دهد (Chintala et al., 2014) و از طرفی بیوپار به دلیل اندوخته زیاد فسفر، به طور مستقیم نیز فسفر آزاد می کند و سبب افزایش فسفر خاک می شود (Zahoor et al., 2017). شیرمردی و توفیقی (Shirmardi & Tofighi, 2014) بیان کردند افزودن ماده آلی به خاک موجب افزایش بازایی فسفر اضافه شده به خاک می شود. حسن پور و همکاران (Hasanpour et al., 2022) بیان کردند اضافه کردن بیوپار در خاک های لوم شنی سبب افزایش معنی دار فسفر قابل جذب خاک نسبت به تیمار شاهد شد که به دلیل وجود ذخیره فسفر در بیوپار کاربردی است. فروهر و همکاران (Forohar et al., 2017) در تحقیق خود بیان داشتند استفاده از بیوپار کود گاوی در خاک های آهکی مقدار فسفر خاک را از ۶/۴ میلی گرم در کیلوگرم خاک به مقدار ۴۰/۷ میلی گرم در کیلوگرم خاک افزایش داد و علت آن را بالا بودن مقدار فسفر موجود در بیوپار کود گاوی (۸۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک) بیان کردند. ثقفی و همکاران (Thaghafi et al., 2021) در تحقیق خود به این نتیجه رسیدند که افزودن بیوپار خرما به خاک شور بر مقدار فسفر خاک تأثیر معنی دار نداشت که با نتایج این تحقیق و تحقیقات قبلی که افزایش فسفر خاک را گزارش کردند (He et al., 2017; Lou et al., 2018)، مطابقت نداشت. ایشان بیان کردند احتمالاً این اختلاف نتیجه نوع بیوپار متفاوتی است که در پژوهش استفاده شده است. همچنین محتوای فسفر بیوپار مورد استفاده در تحقیق کمتر از مقدار فسفر خاک شاهد بود و بنابراین نمی توانسته است مقدار فسفر خاک را افزایش دهد. ژانگ و همکاران (Zhang et al., 2015) در پژوهش خود نشان دادند که افزودن بیوپار کاه و کلش برنج در سطح ۵ درصد منجر به افزایش معنی دار و ۱۳/۸ درصدی فسفر قابل استفاده نسبت به تیمار بدون بیوپار شد. مطالعات نشان داده است افزودن اصلاح کننده های آلی به خاک مانند بیوپار سبب افزایش عناصر غذایی خاک، بهبود حاصلخیزی و افزایش تولید محصولات می شود (Zhang et al., 2015). با افزایش سطوح خشکی از تنش ملایم به شدید مقدار فسفر

قابل جذب خاک افزایش یافت. با افزایش عمق آب آبیاری از ۶۰ درصد (تیمار I1) به ۱۰۰ درصد (تیمار I3) مقدار فسفر ۱۸/۴۳ درصد کاهش یافت. بین تیمارهای ۶۰ و ۸۰ درصد آب آبیاری (I1 و I2) از نظر مقدار فسفر تفاوت معنی دار مشاهده نشد. آب آبیاری باعث شستشوی مواد غذایی و کودها و کاهش مقدار فسفر شد. مطابق **جدول ۳** با افزایش شوری مقدار فسفر افزایش یافت. تیمار آب با کیفیت ۷ دسی زیمنس بر متر (تیمار S3) بیشترین مقدار فسفر (۲۴/۸۴ میلی گرم در کیلوگرم خاک) را داشت. دلیل آن را می توان زیادتیر بودن نسبت عناصر موجود در آب شور دانست. اثر متقابل آب آبیاری و بیوپار (**جدول ۴**) نشان داد با افزایش مقدار بیوپار کاربردی و کاهش عمق آب آبیاری مقدار فسفر افزایش یافت. مطابق **جدول ۴** در هر کدام از سطوح آب آبیاری تیمارهایی که بیوپار در آن ها به کار رفته بود، مقادیر فسفر بیشتری داشتند. به عنوان نمونه مقدار فسفر (۲۱/۷۱ میلی گرم در کیلوگرم خاک) در تیمار ۱۰۰ درصد نیاز آبی و کاربرد ۴ درصد جرمی بیوپار (تیمار I3B3) بیشتر از تیمار ۱۰۰ درصد نیاز آبی و عدم مصرف بیوپار (تیمار I3B1) (۱۷/۵۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک) بود. کودهای آلی با افزایش قدرت نگهداری آب مانع شستشوی عناصر غذایی از خاک می شوند و در نتیجه ماندگاری عناصر غذایی در خاک افزایش می یابد، همچنین مواد آلی با افزایش فعالیت میکروبی سبب افزایش حلالیت عناصری مانند فسفر در خاک می شوند (Agegnehu et al., 2016). یائو و همکاران (Yao et al., 2009) نشان دادند با افزودن بیوپار تولید شده از کود حیوانی به خاک فروسول، فسفر قابل جذب گیاه در خاک افزایش یافت. اثر متقابل بیوپار و شوری آب آبیاری (**جدول ۵**) نشان داد با افزایش شوری آب آبیاری و بیوپار مصرفی مقدار فسفر افزایش یافت. بیشترین مقدار فسفر (۲۴/۹۹ میلی گرم بر کیلوگرم خاک) از تیمار A3C3 (۴ درصد جرمی بیوپار و شوری ۷ دسی زیمنس بر متر) به دست آمد که با تیمار A2C3 (۲ درصد جرمی بیوپار و شوری ۷ دسی زیمنس بر متر) تفاوت معنی دار نداشت. اثر متقابل آب آبیاری و شوری (**جدول ۶**) نشان داد در هر یک از سطوح شوری آب آبیاری با کاهش عمق آب آبیاری مقدار فسفر افزایش یافت. دلیل این موضوع را می توان شستشوی مواد غذایی خاک در اثر کاربرد سطوح زیادتیر آب دانست. بیشترین مقدار فسفر (۲۴/۶۹ میلی گرم در کیلوگرم خاک) از تیمار B1C3 (۶۰ درصد آب آبیاری و ۷ دسی زیمنس بر متر شوری آب) به دست آمد که با تیمار B2C3 تفاوت معنی دار نداشت.

پتاسیم: مطابق **جدول ۲** اثرات آب آبیاری، بیوپار و شوری آب آبیاری و اثرات متقابل آن ها در سطح احتمال یک و پنج درصد بر مقدار پتاسیم خاک تأثیر معنی دار داشت. با افزایش بیوپار مصرفی مقدار پتاسیم افزایش یافت. افزودن ۲ و ۴ درصد جرمی بیوپار به خاک به ترتیب سبب افزایش ۶۸/۹۲ و ۷۷/۹۹ درصد پتاسیم نسبت به تیمار شاهد (عدم کاربرد بیوپار) شد. تفاوت معنی داری بین مقدار پتاسیم در تیمار ۲ و ۴ درصد جرمی بیوپار مشاهده نشد. با کاربرد بیوپار در خاک،

پتاسیم موجود در آن وارد فاز محلول و به دلیل تعادل بین پتاسیم محلول و تبادل مقداری نیز وارد از تبدلی می‌شود و در نتیجه هر دو شکل محلول و تبدلی پتاسیم افزایش می‌یابد (Rahimi-Alashti *et al.*, 2021). ابریشمکش و همکاران (Abrishamkesh *et al.*, 2015) بیان کردند بیوپچار شلتوک برنج اضافه شده با خاک با بافت لوم رسی، سبب افزایش پتاسیم قابل جذب نسبت به تیمار شاهد شد. فروهر و همکاران (Forohar *et al.*, 2017) در تحقیق خود به این نتیجه رسیدند کاربرد بیوپچار کود گاوی در خاک آهکی مقدار پتاسیم خاک را از ۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک به ۳۹۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک افزایش داد. ایشان بیان داشتند این امر می‌تواند نشان‌دهنده تأثیر بیوپچار کود گاوی بر فرایندهای جذب و رهاسازی پتاسیم و هدایت این واکنش‌ها به سمت رهاسازی بیشتر پتاسیم از منابع خاکی آن باشد. وانگ و همکاران (Wang *et al.*, 2018) در پژوهش خود نشان دادند که مصرف بیوپچار در خاک سبب افزایش رشد باکتری‌های حل‌کننده پتاسیم در خاک شده و میزان پتاسیم قابل جذب در خاک را افزایش می‌دهد. در مطالعه دیگر ژانگ و همکاران (Zhang *et al.*, 2020) به این نتیجه رسیدند که با کاربرد دو درصد بیوپچار، میزان مصرف کود پتاسه به اندازه ۴۰ درصد کاهش یافته است زیرا بیوپچار با تغییر ساختار کانی‌های رسی و افزایش جمعیت میکروبی خاک، تبدیل پتاسیم کندرها را به پتاسیم قابل دسترس تسریع می‌بخشد (Zhang *et al.*, 2020). وجود مقدار زیادی پتاسیم در بیوپچار آن را به عنوان یک منبع پتاسیم آلی خیلی مفید برای گیاه معرفی کرده که می‌تواند رشد و عملکرد گیاه را افزایش دهد (Gopal *et al.*, 2020). پتاسیم یکی از عناصر پرمصرف گیاهی است و کمبود آن در خاک‌های ایران رو به گسترش است (Najafi-Ghiri *et al.*, 2011). بیوپچار می‌تواند به عنوان ماده اصلاح‌کننده برای بهبود وضعیت حاصل‌خیزی پتاسیم خاک‌ها، مورد استفاده قرار گیرد. موخرجی و همکاران (Mukherjee *et al.*, 2013) بیان داشتند که بیوپچار دارای دامنه‌ای از شکل‌های عناصر غذایی می‌باشد که با سرعت‌های متفاوتی آزاد شده و تأثیرات متفاوتی را بر حاصلخیزی خاک دارند. پژوهشگران گزارش کردند بیوپچار حاصل از سیوس برنج می‌تواند میزان پتاسیم قابل تبادل خاک را افزایش دهد (Mensah *et al.*, 2018). نجفی‌قیری و همکاران (Najafi-Ghiri *et al.*, 2011) نیز در پژوهشی دریافتند که کاربرد بقایای گیاهی و بیوپچار آنها می‌تواند علاوه بر افزایش مقدار ماده آلی خاک، وضعیت پتاسیم خاک را بهبود بخشد. ایشان بیان کردند که کاربرد برگ آتریپلکس، برگ کنار و بقایای نی و بیوپچار آنها تأثیر زیادی بر پتاسیم خاک داشته و مقدار همه شکل‌های پتاسیم را افزایش می‌دهد. ثقفی و همکاران (Thaghafi *et al.*, 2021) در تحقیق خود به این نتیجه دست یافتند که افزودن ۱/۵ و ۲ درصد وزنی بیوپچار خرما به خاک شور موجب افزایش به ترتیب ۱۲/۳۳ و ۱۸/۷۹ درصدی پتاسیم خاک نسبت به تیمار شاهد شد. ایشان بیان داشتند تفاوت در روند افزایش پتاسیم در سطوح مختلف بیوپچار احتمالاً مربوط به تثبیت

پتاسیم در سطوح پایین کاربرد بیوپچار و کاهش یافتن میزان تثبیت در سطوح با نظیر ۲٪ باشد. به بیان ساده‌تر، در سطوح پایین کاربرد بیوپچار، اکثر پتاسیم آزاد شده از بیوپچار به درون خاک وارد فازهای غیر از محلول شده (فازهای از قبیل تبدلی و حتی تثبیت در فضای بین لایه‌ای رس‌ها) و در نتیجه افزایش پتاسیم محلول کمتر نمود داشته است. اما در سطوح بالای کاربرد بیوپچار احتمالاً با کاهش میزان تثبیت پتاسیم، بیشتر پتاسیم محلول خاک را متأثر کرده و در نتیجه افزایش‌های قابل توجهی در سطوح بالای کاربرد بیوپچار مشاهده شد. افزایش عمق آب آبیاری به دلیل شستشوی مواد غذایی سبب کاهش مقدار پتاسیم خاک شد. بیشترین مقدار پتاسیم (۱۷۵/۳۴ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) از تیمار ۶۰ درصد آب آبیاری مشاهده شد که با تیمار ۸۰ درصد آب آبیاری تفاوت معنی‌دار نداشت. با افزایش رطوبت، گیاه میزان پتاسیم زیادی جذب کرده و به این دلیل خاک میزان پتاسیم کمتری را نشان داده است. این مطلب با نتایج حسینی و همکاران که گزارش نمودند با افزایش رشد و توسعه ریشه گیاه، میزان جذب پتاسیم به وسیله گیاه افزایش می‌یابد که در نتیجه میزان پتاسیم قابل جذب در خاک کاهش می‌یابد، مطابقت دارد (Hosseini *et al.*, 2015). افزایش شوری آب آبیاری نیز سبب افزایش مقدار پتاسیم شد. اثرات متقابل بیوپچار و آب آبیاری (جدول ۴) نشان داد با کاهش عمق آب آبیاری و افزایش بیوپچار مصرفی مقدار پتاسیم افزایش یافت. بیشترین مقدار پتاسیم (۲۱۸/۱۳ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) از تیمار B3I1 و کمترین آن (۱۲۸/۹۱ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) از تیمار B1I3 به دست آمد. ساختار متخلخل بیوپچار سبب سطح ویژه زیاد آن و در خاک سبب افزایش ظرفیت نگهداری مواد مغذی خاک می‌گردد. علاوه بر این بیوپچار، ظرفیت ماندگاری مواد مغذی را در خاک بهبود می‌بخشد و از آبشویی آن‌ها در محیط خاک جلوگیری می‌کند. این موضوع می‌تواند به دو دلیل باشد؛ اول این که مواد مغذی در منافذ کربنی شده به دام می‌افتد و دوم این که اکسیداسیون زیستی آهسته سبب تولید گروه‌های کربوکسیل در حاشیه بیوپچار می‌شود که ظرفیت نگهداری مواد مغذی را افزایش می‌دهد (Robbiani, 2013). تغییرات و پایداری بیوپچار در خاک، تحت تأثیر وضعیت رطوبت خاک قرار می‌گیرد و وضعیت رطوبت خاک ممکن است معدنی شدن و تصاعد کربن بیوپچار را در شرایط مختلف خاک تحت تأثیر قرار دهد که در این رابطه نیاز به پژوهش‌های بیشتری می‌باشد (Cheng *et al.*, 2008). اثرات متقابل بیوپچار و شوری آب آبیاری (جدول ۵) نشان داد با افزایش شوری و افزایش بیوپچار مصرفی مقدار پتاسیم افزایش یافت. در تمامی سطوح شوری تفاوت معنی‌داری بین مقادیر پتاسیم با کاربرد ۲ و ۴ درصد جرمی بیوپچار مشاهده نشد. بیوپچار اثرات تنش شوری را با جذب سدیم از محلول خاک کاهش می‌دهد (Akhtar *et al.*, 2015). پژوهش‌ها نشان داده است سدیم و پتاسیم با یکدیگر حالت رقابتی دارند. بیوپچار سبب کاهش جذب سدیم و افزایش پتاسیم شده و مقاومت به شوری را

سدیم و پتاسیم بیشتر دارای pH زیادتري می‌باشد (Sing et al., 2010). بنابراین می‌توان گفت اضافه کردن بیوپار با pH زیاد، سبب افزایش pH خاک می‌شود. چیتالا و همکاران (Chintala et al., 2013) در پژوهش خود مشاهده کردند که افزودن بیوپار تولید شده از علوفه ذرت به خاک اسیدی، سبب افزایش pH خاک شد. زلفی باوریانی و همکاران (Zolfi Bavariani et al., 2015) نشان دادند افزودن بیوپار کود مرغی باعث افزایش معنی‌دار pH، قابلیت هدایت الکتریکی، ماده آلی خاک، پتاسیم و فسفر قابل دسترس شد و بیشترین میزان عناصر قابل جذب در بیوپار تهیه شده در ۳۰۰ درجه سلسیوس مشاهده شد. با توجه به این که خاک‌های منطقه سیستان آهکی و قلیایی می‌باشد و بیوپار سبب افزایش pH خاک می‌شود بنابراین استفاده از بیوپار در این مناطق دارای محدودیت است. افزایش عمق آب آبیاری سبب کاهش pH خاک شد. اما از این نظر تفاوت معنی‌داری بین تیمارها حاصل نشد. افزایش شوری آب آبیاری سبب افزایش pH خاک شد. احتمالاً افزایش املاح ناشی از افزایش شوری آب آبیاری سبب افزایش pH خاک شد. اثر متقابل بیوپار و مقدار آب آبیاری (جدول ۴) نشان داد در تمام سطوح آبیاری افزودن بیوپار به خاک سبب افزایش pH خاک شد. تیمار B3I1 با ۹/۳۶ بیشترین و تیمار B1I3 با مقدار ۷/۶۸ کمترین مقادیر pH خاک را داشتند. اثرات متقابل بیوپار و شوری آب آبیاری (جدول ۵) نشان داد با افزایش شوری آب آبیاری و افزودن بیوپار به خاک مقدار pH خاک افزایش یافت. بیشترین مقدار pH خاک (۹/۹۴) از تیمار B3S3 و کمترین آن (۸/۱۱) از تیمار B1S1 به دست آمد. دلیل این امر افزایش املاح خاک در اثر استفاده از بیوپار و آب شور می‌باشد. اثرات متقابل آب آبیاری و شوری (جدول ۶) نشان داد با کاهش عمق آب آبیاری و افزایش شوری آب مقدار pH خاک افزایش یافت. تیمار I1S3 بیشترین مقدار pH خاک (۸/۹۸) را داشت که با تیمار I2S3 (۸/۲۶) تفاوت معنی‌دار نداشت. افزایش شوری سبب افزایش املاح خاک و کاهش عمق آب آبیاری از آشوبی املاح جلوگیری می‌کند. املاح در خاک تجمع می‌یابد و بنابراین pH خاک افزایش یافت. محمودآبادی (Mahmoodabadi, 2018) بیان کرد استفاده از آب حاوی سدیم سبب افزایش pH و ESP خاک می‌شود. با افزایش سدیم SAR خاک افزایش یافته و pH زیاد می‌شود.

EC: افزودن ۴ درصد جرمی بیوپار به خاک سبب افزایش ۲/۳۵ برابری شوری خاک نسبت به تیمار شاهد شد. نتایج پژوهش نشان داد (جدول ۳) تیمارهای ۲ و ۴ درصد جرمی بیوپار به ترتیب سبب افزایش معنی‌دار درصد قابلیت هدایت الکتریکی خاک نسبت به تیمار شاهد شد. چیتالا و همکاران (Chintala et al., 2013) نیز بیان کردند افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک در اثر کاربرد بیوپار به دلیل حضور نمک های محلول در بیوپار و زیادتري بودن قابلیت هدایت الکتریکی آن نسبت به قابلیت هدایت الکتریکی خاک می‌باشد. قربانی و امیراحمدی

افزایش می‌دهد (Rajabi et al., 2017). اثرات متقابل آب آبیاری و شوری (جدول ۶) نشان داد با افزایش شوری و کاهش عمق آب آبیاری مقدار پتاسیم افزایش یافت. با کاهش عمق آب آبیاری و افزایش شوری، جذب آب توسط گیاه به دلیل کاهش رطوبت خاک و افزایش شوری آن، کاهش می‌یابد. بنابراین جذب پتاسیم توسط گیاه نیز کاهش می‌یابد و پتاسیم بیشتری در خاک باقی می‌ماند.

درصد نیتروژن: مقدار بیوپار، آب آبیاری و شوری آب و اثرات متقابل آن‌ها تأثیر معنی‌داری بر مقدار درصد نیتروژن خاک داشت. با افزودن بیوپار به خاک مقدار نیتروژن خاک افزایش یافت. افزایش نیتروژن خاک می‌تواند به دلیل وجود نیتروژن در بیوپار باشد. حسن‌پور و همکاران (Hasanpour et al., 2022) در بررسی تأثیر بیوپار بر برخی ویژگی‌های شیمیایی و قابلیت جذب عناصر غذایی خاک در منطقه اصفهان به این نتیجه رسیدند که نیتروژن موجود در بیوپار در خاک آزاد شده و موجب افزایش نیتروژن خاک می‌شود. موخرچی و همکاران (Mukhrejee et al., 2013) بیان داشتند اضافه کردند. بیوپار چمن به خاک با بافت شنی و لوم رسی موجب آزاد شدن نیتروژن در خاک و افزایش نیتروژن خاک می‌شود. همچنین نلیسن و همکاران (Nelisen et al., 2012) با افزودن بیوپار ذرت به خاک به نتایج مشابهی دست یافتند. افزایش عمق آب آبیاری سبب کاهش مقدار نیتروژن خاک شد. بیشترین مقدار نیتروژن (۰/۲۶ درصد) در تیمار ۶۰ درصد عمق آب آبیاری به دست آمد که تفاوت معنی‌داری با تیمار ۸۰ درصد نداشت. شوری آب آبیاری نیز سبب افزایش درصد نیتروژن خاک شد. اثر متقابل آب آبیاری و بیوپار بر مقدار نیتروژن در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار بود (جدول ۴). در تمامی سطوح آب آبیاری افزودن بیوپار به خاک سبب افزایش درصد نیتروژن خاک شد. اثر متقابل بیوپار و شوری آب آبیاری (جدول ۵) نشان داد افزایش شوری آب و افزودن بیوپار سبب افزایش درصد نیتروژن خاک شد. بیشترین درصد نیتروژن (۰/۲۴ درصد) از تیمار B3S3 مشاهده شد که با تیمار B2S3 تفاوت معنی‌دار نداشت. افزایش نیتروژن خاک به دلیل زیاد بودن نیتروژن بیوپار می‌باشد که با اختلاط در خاک سبب افزایش نیتروژن خاک شد. اثر متقابل شوری و مقدار آب آبیاری (جدول ۶) نشان داد با افزایش شوری و کاهش عمق آب آبیاری درصد نیتروژن خاک افزایش یافت.

pH: مطابق جدول ۳ مقدار بیوپار، آب آبیاری و شوری آب و اثرات متقابل آن‌ها بر مقدار pH خاک تأثیر معنی‌داری داشت. pH خاک با افزایش بیوپار افزایش یافت. کاربرد ۲ و ۴ درصد جرمی بیوپار به ترتیب سبب افزایش ۱۳/۲۸ و ۱۳/۸۹ درصدی pH خاک شد. بیوپار به دلیل داشتن عناصر قلیایی مانند کلسیم و منیزیم دارای pH خنثی تا قلیایی می‌باشد. pH بیوپار بسته به نوع ماده آلی و شرایط گرمای آن از ۴ تا ۱۲ تغییر می‌کند. بیوپارهای با منشأ چوبی نسبت به بیوپارهای علفی pH کمتری دارند. بیوپارهای علفی به دلیل داشتن عناصر قلیایی مانند

خاکدانه‌سازی را در خاک تحت تأثیر قرار داده و ساختمان خاک را بهبود بخشد (Domene et al., 2009). بیوپچار به دلیل ساختار متخلخل و سطح ویژه زیاد دارای جرم مخصوص کم بوده و اختلاط آن‌ها با خاک سبب کاهش جرم مخصوص خاک می‌شود (Sohi et al., 2010). مطابق جدول ۳ مقدار بیوپچار بر جرم مخصوص ظاهری و حقیقی تأثیر معنی‌دار داشت. با افزایش مقدار بیوپچار مصرفی، جرم مخصوص ظاهری و حقیقی نسبت به تیمار شاهد کاهش یافت. بیشترین مقادیر جرم مخصوص ظاهری و حقیقی به ترتیب ۱/۷۸ و ۲/۷۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب از تیمار شاهد (بدون مصرف بیوپچار) و کمترین مقادیر آن به ترتیب ۱/۳۹ و ۲/۱۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب از تیمار ۴ درصد جرمی مصرف بیوپچار به دست آمد. کاهش جرم مخصوص ظاهری و حقیقی خاک در حضور بیوپچار به دو دلیل می‌تواند رخ دهد، یکی به دلیل مخلوط شدن خاک با ماده‌ای با چگالی ظاهری کمتر و دیگری ناشی از تأثیر افزایش ماده آلی خاک در اثر کاربرد بیوپچار است. ماده آلی سبب بهبود ساختمان خاک، شکل‌گیری خاکدانه‌ها و پایداری آن‌ها می‌شود و از این طریق چگالی ظاهری خاک کاهش می‌یابد (Abel et al., 2013). دوروکس و همکاران (Devereux et al., 2013) نیز براساس نتایج پژوهش خود بیان کردند که افزایش منافذ خاک در اثر مواد آلی موجود در بیوپچار، سبب کاهش چگالی ظاهری خاک می‌شود. اختلاف معنی‌دار کاهش چگالی ظاهری با مصرف بیوپچار در پژوهش‌های زیادی مشاهده شده است (Hardie et al., 2013; Kumar et al., 2014). ابل و همکاران (Abel et al., 2013) در پژوهش خود بیان کردند مصرف بیوپچار ذرت باعث کاهش ۸۴ درصدی چگالی ظاهری خاک شد. قربانی و امیراحمدی (Ghorbani & Amir Ahmadi, 2017) در پژوهشی نشان دادند مقدار جرم مخصوص ظاهری در تیمارهای حاوی بیوپچار شلتوک برنج چهار درصد کمتر از تیمار شاهد بود. ایشان بیان کردند بیوپچار جرم مخصوص کمتری نسبت به مواد معدنی خاک دارد و در اثر اختلاط با خاک سبب کاهش تراکم خاک در واحد حجم می‌شود. بیوپچار با تغییر در تراکم دانه‌های خاک، جرم مخصوص ظاهری خاک را کاهش می‌دهد (Lim et al., 2016). بوش و همکاران (Busscher et al., 2011) بیان کردند افزایش کربن آلی خاک با افزودن اصلاح‌کننده‌های آلی مانند بیوپچار سبب کاهش چگالی ظاهری خاک می‌شود و دلیل آن را تغییر اندازه خاکدانه عنوان کردند. ایشان معتقد بودند افزودن بیوپچار باعث همآوری خاکدانه‌های میکرو شده و در نتیجه وزن مخصوص ظاهری کاهش می‌یابد. مطابق جدول ۳ مقدار آب آبیاری تأثیر معنی‌داری بر جرم مخصوص ظاهری و حقیقی نداشت. علی‌رغم این جرم مخصوص ظاهری و حقیقی در تیمار ۱۰۰ درصد مقدار آب آبیاری بیشتر از دیگر تیمارهای آبیاری بود. شوری آب آبیاری سبب کاهش جرم مخصوص ظاهری و حقیقی شد (جدول ۳). تیمار ۷ دسی‌زیمنس بر متر شوری آب آبیاری سبب افزایش ۱۸/۶۵ و ۱۷/۵۷ درصدی جرم خصوص حقیقی و ظاهری نسبت به تیمار ۱ دسی‌زیمنس بر متر شد. دلیل افزایش

(Ghorbani & Amir Ahmadi, 2017) در پژوهش خود گزارش کردند اختلاط بیوپچار به خاک سبب افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک می‌شود و دلیل آن را قابلیت بیوپچار در جمع‌آوری مواد مغذی خاک به واسطه سطح ویژه زیاد آن بیان کردند. دیوبند هفشجانی و همکاران (Deoband Hafeshjani et al., 2016) نشان دادند که کاربرد بیوپچار باگاس نیشکر سبب افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک شد. آنان دلیل آن را حضور نمک‌های محلول در بیوپچار و زیاده‌تر بودن قابلیت هدایت الکتریکی آن نسبت به قابلیت هدایت الکتریکی خاک دانستند (Deoband Hafeshjani et al., 2016). افزایش عمق آب آبیاری سبب کاهش شوری خاک شد. تفاوت معنی‌داری از نظر شوری خاک بین تیمارهای ۱۰۰ و ۸۰ درصد عمق آب آبیاری مشاهده نشد. تیمار ۶۰ درصد آب آبیاری نسبت به تیمار ۱۰۰ درصد آب آبیاری ۵۲/۲۶ درصد شوری خاک را افزایش داد. افزایش شوری آب آبیاری سبب افزایش شوری خاک شد. تیمار ۷ دسی‌زیمنس بر متر شوری آب سبب افزایش ۹۰/۵۱ درصدی شوری خاک نسبت به تیمار ۱ دسی‌زیمنس بر متر شد. اثر متقابل آب آبیاری و بیوپچار (جدول ۴) نشان داد با کاهش عمق آب آبیاری و افزایش مقدار بیوپچار مصرفی شوری خاک افزایش یافت. در تمامی سطوح آب آبیاری افزودن بیوپچار به خاک سبب افزایش شوری خاک شد. اثر متقابل بیوپچار و شوری آب آبیاری (جدول ۵) نشان داد با افزایش شوری آب آبیاری و افزایش بیوپچار مصرفی شوری خاک افزایش یافت. تیمار B3S3 با ۲۰/۶۵ دسی‌زیمنس بر متر بیشترین شوری خاک را داشت که با تیمار B2S3 تفاوت معنی‌دار نداشت. رضایی و همکاران (Rezaei et al., 2017) در پژوهشی بیان کردند افزایش شوری آب آبیاری و کاربرد بیوپچار در خاک سبب افزایش غلظت عناصر سدیم، پتاسیم و کلسیم در خاک شده و قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک را افزایش دادند. اثر متقابل شوری و مقدار آب آبیاری (جدول ۶) نشان داد با کاهش عمق آب آبیاری و افزایش شوری آب مقدار شوری خاک افزایش یافت. تیمار I1S3 با ۲۰/۱۴ دسی‌زیمنس بر متر بیشترین مقدار شوری خاک را داشت که با تیمار I2S3 تفاوت معنی‌دار نداشت.

جرم مخصوص ظاهری و حقیقی: جرم مخصوص ظاهری شاخص مهمی از لحاظ ساختمان خاک، تراکم و کیفیت آن می‌باشد. جرم مخصوص ظاهری بر تعامل گیاه و خاک از قبیل عمق ریشه‌دوانی، انتقال اکسیژن و سایر گازها، نفوذ و دسترسی آب و فعالیت موجودات خاکزی تأثیر می‌گذارد. بیوپچار با کاهش جرم مخصوص خاک به پایداری خاکدانه کمک می‌کند (Blanco-Canqui, 2017). بیوپچار بعد از افزوده شدن به خاک، بر اثر هوادهی و قرار گرفتن در معرض فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک، با گذشت زمان به ذرات کوچک‌تر تبدیل شده و می‌تواند توزیع اندازه ذرات خاک را تغییر دهد (Brodowski et al., 2007). همچنین با افزایش کربن آلی، تخلخل و سطح ویژه خاک و بهبود فعالیت میکروبی خاک، می‌تواند

جرم مخصوص ظاهری و حقیقی کاهش یافت. بیشترین جرم مخصوص ظاهری و حقیقی از تیمار B1S3 و کمترین آن از تیمار B3S1 به دست آمد.

جرم مخصوص ظاهری و حقیقی خاک با افزایش شوری را می توان افزایش وزن واحد حجم خاک در اثر افزایش و تجمع نمک در خاک در شرایط استفاده از آب شور دانست. اثرات متقابل بیوچار و شوری آب آبیاری (جدول ۵) نشان داد با افزایش بیوچار و کاهش شوری آب آبیاری

جدول ۳- نتایج مقایسه میانگین ویژگی های اندازه گیری شده خاک

Table 3- The results of comparing the average of the measured characteristics of the soil

تیمارهای آزمایشی Experimental treatments	جرم مخصوص ظاهری Bulk density (gr/cm³)	جرم مخصوص حقیقی Actual density (gr/cm³)	اسیدیته pH	قابلیت هدایت الکتریکی EC (dS/m)	نیتروژن Nitrogen (%)	پتاسیم Potassium (mg/kg)	فسفر Phosphorus (mg/kg)	عملکرد Yield (kg/ha)
بیوچار (%) Biochar(%)	0	1.78a	2.75a	8.13b	8.96c	0.12b	112.63b	967.86b
	2	1.58b	2.38b	9.21a	10.16b	۰.2a	190.26a	1386.45a
	4	1.39c	2.15c	9.26a	21.13a	۰.2a	200.48a	985.27b
مقدار آب آبیاری (درصد) Amount of water irrigation	60	1.42a	2.33a	8.25a	19.52b	0.26a	175.34a	959.76b
	80	1.47a	2.33a	8.17a	14.47a	0.24a	168.55a	1189.46ab
100	1.48a	2.36a	7.29ab	12.82a	0.16b	144.78b	20.97b	1350.12a
شوری آب آبیاری (دسی زیمنس بر متر) Salinity of water irrigation	1	1.36bc	2.05bc	7.28ab	10.33c	0.17b	123.37c	1219.75a
	4	1.47b	2.23b	8.45a	13.38b	0.21a	163.36b	1047.33ab
7	1.65a	2.52a	8.86a	19.68a	0.23a	201.18a	24.84a	758.63c

در هر ستون میانگین های دارای حروف یکسان بر اساس آزمون دانکن در سطح احتمال ۵٪ اختلاف معنی دار ندارند.

In each culomn averages with the same letters do not have significant differences based on Duncan's test at the 5% probability level.

جدول ۴- مقایسه میانگین اثرات متقابل بیوچار و مقدار آب آبیاری (بر ویژگی های اندازه گیری شده

Table 4- Comparison of the average intraction effects of biochar and the amount of irrigation water (B*I) on the measured characteristics

تیمار Treatment	اسیدیته pH	هدایت الکتریکی EC (dS/m)	نیتروژن Nitrogen (%)	پتاسیم Potassium (mg/kg)	فسفر Phosphorus (mg/kg)	عملکرد Yield (kg/ha)
B1I1	8.12b	12.53d	0.16c	140.82d	18.34d	621.57d
B2I1	9.18a	16.96b	0.22a	208.56a	23.95a	697.41dc
B3I1	9.36a	21.25a	0.24a	218.13a	24.45a	540.12e
B1I2	8.23b	9.87e	0.17c	136.25d	18.29d	721.82c
B2I2	8.75a	13.14d	0.2ab	193.46b	22.91b	1186.61a
B3I2	8.85a	15.63b	0.21a	200.08ab	23.51ab	784.53c
B1I3	7.68c	8.56ef	0.15cd	128.91e	17.55de	986.27c
B2I3	7.86bc	10.58e	0.19b	159.57c	20.97c	1371.29a
B3I3	8.41ab	14.78c	0.19b	164.32c	21.71c	1002.47b

در جدول I1، I2 و I3 تیمارهای مقدار آب آبیاری برابر ۶۰، ۸۰ و ۱۰۰ درصد نیاز آبی گیاه، B1، B2 و B3 تیمارهای مقدار بیوچار برابر ۰، ۲ و ۴ درصد وزنی می باشد.

In Table I1, I2, and I3, the amount of irrigation water treatments are equal to 60, 80, and 100% of water requirment, B1, B2, and B3, the amount of biochar treatments are equal to 0, 2, and 4% by weight.

در هر ستون میانگین های دارای حروف یکسان بر اساس آزمون دانکن در سطح احتمال ۵٪ اختلاف معنی دار ندارند.

In each culomn, averages with the same letters do not have significant differences based on Duncan's test at the 5% probability level.

جدول ۵- مقایسه میانگین اثرات متقابل بیوپچار و شوری آب آبیاری (بر ویژگی‌های اندازه‌گیری شده

Table 5- Comparison of the average interaction effects of biochar and irrigation water salinity (B*S) on the measured characteristics

تیمار Treatment	جرم مخصوص ظاهر Bulk density (gr/cm ³)	جرم مخصوص حقیقی actual density (gr/cm ³)	اسیدیته pH	هدایت الکتریکی EC (dS/m)	نیتروژن Nitrogen (%)	پتاسیم Potassium (mg/kg)	فسفر Phosphorus (mg/kg)	عملکرد Yield (kg/ha)
B1S1	1.14dc	2.06d	8.11b	8.46e	0.11e	119.63e	16.66f	1057.24b
B2S1	1.13d	2.04d	8.13b	10.52d	0.14d	121.12e	17.75e	1302.53a
B3S1	1.13d	.02d ^۲	9.11a	11.72cd	0.14d	123.65e	18.11e	804.49c
B1S2	1.42b	2.45b	8.26b	10.63d	0.16c	167.16d	20.08d	817.36c
B2S2	1.19c	2.22c	9.25a	12.25c	0.19b	184.28b	22.61b	754.29d
B3S2	1.15c	2.12c	9.69a	14.85b	0.19b	187.37b	23.21b	624.05e
B1S3	1.66a	2.75a	8.57ab	12.56c	0.17c	176.13c	21.12c	696.85de
B2S3	1.22c	2.25c	9.61a	18.23a	0.23a	211.26a	24.54a	604.28e
B3S3	1.16c	2.15c	9.94a	20.65a	0.24a	216.54a	24.99a	547.81f

در جدول S1, S2, و S3 تیمارهای شوری آب آبیاری برابر ۱، ۴ و ۷ دسی‌زیمنس بر متر، B1, B2, و B3 تیمارهای مقدار بیوپچار برابر ۰، ۲ و ۴ درصد وزنی می‌باشد. In Table S1, S2, and S3, the irrigation water salinity treatments are equal to 1, 4, 7 dS/m, B1, B2, and B3, the amount of biochar treatments are equal to 0, 2, and 4% by weight.

در هر ستون میانگین‌های دارای حروف یکسان بر اساس آزمون دانکن در سطح احتمال ۵٪ اختلاف معنی‌دار ندارند.

In each culomn, averages with the same letters do not have significant differences based on Duncan's test at the 5% probability level.

جدول ۶- مقایسه میانگین اثرات متقابل مقدار آب آبیاری و شوری آب آبیاری (بر ویژگی‌های اندازه‌گیری شده خاک

Table 6- Comparison of the average interaction effects of irrigation water amount and irrigation water salinity (I*S) on measured soil properties

تیمار Treatment	جرم مخصوص ظاهر Bulk density (gr/cm ³)	جرم مخصوص حقیقی actual density (gr/cm ³)	اسیدیته pH	هدایت الکتریکی EC (dS/m)	نیتروژن Nitrogen (%)	پتاسیم Potassium (mg/kg)	فسفر Phosphorus (mg/kg)	عملکرد Yield (kg/ha)
I1S1	1.44cd	1.19cd	6.23b	10.75c	0.18c	152.82d	20.23c	1085.25b
I2S1	1.38d	1.16d	6.14b	10.63c	0.17cd	143.63d	18.44d	1326.85a
I3S1	1.32d	1.13d	6.06b	9.56cd	0.16c	138.18d	17.92d	1334.57a
I1S2	1.62b	2.38b	7.31ab	15.74b	0.23ab	176.57b	23.21ab	1014.52bc
I2S2	1.56bc	2.33bc	7.22ab	14.36b	0.22b	169.42bc	22.01b	1027.39b
I3S2	1.51c	2.28c	6.45b	11.58c	0.19c	158.52c	20.52c	1258.69ab
I1S3	1.75a	2.48a	8.98a	20.14a	0.27a	202.21a	24.69a	724.56c
I2S3	1.71a	2.41a	8.26a	18.24a	0.25a	186.46a	23.65a	876.47c
I3S3	1.48c	2.24c	7.12ab	14.28b	0.19c	164.78c	20.97bc	915.68c

در جدول S1, S2, و S3 تیمارهای شوری آب آبیاری برابر ۱، ۴ و ۷ دسی‌زیمنس بر متر، I1, I2, و I3 تیمارهای مقدار آب آبیاری برابر ۶۰، ۸۰ و ۱۰۰ درصد وزنی می‌باشد.

In Table S1, S2, and S3, the irrigation water salinity treatments are equal to 1, 4, 7 dS/m, I1, I2, and I3, the amount of irrigation water treatments are equal to 60, 80, and 100% of water requirement.

در هر ستون میانگین‌های دارای حروف یکسان بر اساس آزمون دانکن در سطح احتمال ۵٪ اختلاف معنی‌دار ندارند.

In each culomn averages with the same letters do not have significant differences based on Duncan's test at the 5% probability level.

نتیجه‌گیری

این پژوهش با هدف بررسی اثرات بیوپچار در شرایط تنش آبی و شوری آب آبیاری بر عملکرد کینوا و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک انجام شد. نتایج تحقیق نشان داد افزودن بیوپچار به خاک سبب افزایش مقدار عملکرد گیاه کینوا، pH و EC خاک شد. جرم مخصوص حقیقی خاک با افزودن ۲ و ۴ درصد جرمی بیوپچار به خاک به ترتیب ۱۳ و ۲۱ درصد و جرم مخصوص ظاهری به ترتیب ۱۱ و ۲۲ درصد کاهش یافت. با توجه به نتایج به دست آمده از تحقیق، کاربرد بیوپچار به عنوان روشی مناسب برای بهبود کیفیت شیمیایی و حاصلخیزی خاک

اختلاط بیوپچار با خاک در شرایط استفاده از آب شور، سبب شور شدن بیشتر خاک و تجمع نمک در خاک شده و جرم مخصوص ظاهری و حقیقی خاک افزایش می‌یابد. اثر متقابل آب آبیاری و شوری (جدول ۶) نشان داد در هر کدام از تیمارهای آب آبیاری افزایش شوری آب آبیاری سبب افزایش جرم مخصوص ظاهری و حقیقی شد. با کاهش عمق آب آبیاری و افزایش شوری آب، شدت تنش وارده به خاک بیشتر و پراکندگی ذرات بیشتر شد، بنابراین جرم مخصوص ظاهری و حقیقی افزایش یافت.

مورد بررسی قرار گیرد. همچنین با توجه به این که افزودن این ماده آلی به خاک در سطوح زیاد سبب افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک می شود لذا استفاده از مقادیر زیاد بیوپچار در خاک باید با احتیاط انجام شود.

سپاسگزاری

این پژوهش با حمایت مالی دانشگاه زابل انجام شده است. کد پژوهانه IR-UOZ-GR-1837

های فقیر و سبک توصیه می شود. با کاربرد بیوپچار مقدار عناصر غذایی خاک (فسفر، نیتروژن و پتاسیم) افزایش یافت. این افزایش نشان دهنده پتانسیل این اصلاح کننده در برطرف نمودن کمبود این عناصر در شرایط خشکی در خاک می باشد. با توجه به این که ماندگاری بیوپچار در خاک به مراتب بیشتر از ماده اولیه آن گزارش شده است، می توان از بیوپچار به عنوان پتانسیلی برای ارتقاء پایدار سطح حاصل خیزی خاک، کاهش مصرف کودهای شیمیایی در کشاورزی و کاهش خطرات زیست محیطی آن ها استفاده کرد. با توجه به اثرات متفاوتی که بیوپچار بر ویژگی های فیزیکی و شیمیایی و زیستی خاک در مناطق مختلف دارد، پیشنهاد می شود تأثیر آن بر ویژگی های خاک های مختلف با بیوپچارهای متفاوت

References

1. Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M., & Wessolek, G. (2013). Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*, 202–203:183–191. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.003>
2. Abrishamkesh, S., Gorji, M., Asadi, H., Bagheri-Marandi, G., & Pourbabaee, A. (2015). Effects of rice husk biochar application on the properties of alkaline soil and lentil growth. *Plant Soil and Environment*, 61, 475-482. (In Persian with English abstract)
3. Agegnehu, G., Bass, A.M., Nelson, P.N., & Bird, M.I. (2016). Benefits of biochar, compost and biochar-compost for soil quality: maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. *Science of the Total Environment*, 543, 295-306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.054>
4. Akhtar, S.S., Andersen, M.N., & Liu, F. (2015). Biochar mitigates salinity stress in potato. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 5, 368- 378. <https://doi.org/10.1111/jac.12132>
5. Algosaibi, A.M., El-Garawany, M.M., Badran, A.E., & Almadini, A.M. (2015). Effect of irrigation water salinity on the growth of Quinoa plant seedlings. *Journal of Agricultural Science*, 7(8), 205. <https://doi.org/10.5539/jas.v7n8p205>
6. Bhupindar, S.S. (2014). Nanotechnology in agri- food production: an overview. *Nanotechnology science and applications*. India. www.Dovepress. 7:31-53.
7. Blanco-Canqui, H. (2017). Biochar and soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 81(4), 687-711. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.01.0017>
8. Bremner, J.M. (1996). Nitrogen total. In: *Methods of Soil Analysis*. D. L. Sparks et al. (eds) part III, 3rd ed. Am. Soc. Agron. Inc., Madison, WI. Pp. 1085-1122.
9. Brodowski, S., Amelung, W., Haumaier, L., & Zech, W. (2007). Black carbon contribution to stable humus in German arable soils. *Geoderma*, 139, 220–228. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.02.004>
10. Busscher, W., Novak, J.M., & Ahmedna, M. (2011). Physical effects of organic matter amendment of a southeastern US coastal loamy sand. *Soil Science Society of American Journal*, 176, 661-667. <https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3182357ca9>
11. Cheng, C.H., Lehmann, J., Thies, J.E., & Burton, S.D. (2008). Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 113, 10.
12. Chintala, R., Mollinedo, J., Schumacher, T.E., Papiernik, S.K., Malo, D.D., Clay, D.E., Kumar, S., & Gulbrandson, D.W. (2013). Nitrate sorption and desorption in biochars from fast pyrolysis. *Microporous and Mesoporous Materials*, 179, 250-257.
13. Chintala, R., Mollinedo, J., Schumacher, T.E., Malo, D.D., & Julson, J.L. (2014). Effect of biochar on chemical properties of acidic soil. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 60, 393-404.
14. Dabhi, R., Bhatt, N., & Pandit, B. (2013). Super absorbent polymersan innovative water saving technique for optimizing crop yield. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 10, 5333-5340.
15. Deoband Hafeshjani, L., Naseri, A., Houshmand, A., Abbasi, F., & Soltani Mohammadi, A. (2016). Investigating the effect of sugarcane bagasse biochar on the chemical properties of a sandy loam soil. *Journal of Irrigation Science and Engineering*, 40, 72-63. (In Persian with English abstract)
16. Devereux, R.C., Sturrock, C.J., & Mooney, S.J. (2013). The effects of biochar on soil physical properties and winter wheat growth. *Journal of Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 103(1), 13-18.
17. Domene, X., Mattana, S., Hanley, K., Enders, A., & Lehmann, J. (2014). Medium -term effects of corn biochar

- addition on soil biota activities and functions in a temperate soil cropped to corn. *Soil Biology and Biochemistry*, 72, 152-162.
18. Downie, A., Crosky, A., & Munroe, P. (2009). *Physical properties of biochar*. pp. 13- 32. In Lehmann J. and S. Joseph (Eds). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan: London, UK.
19. Elewa, T.A., Sadak, M.S., & Saad, A.M. (2017). Proline treatment improves physiological responses in quinoa plants under drought stress. *Bioscience Research*, 14(1), 21-33.
20. Fathi Gerdeldani, A., & Mirseyed, H. (2015). *Different aspects of biocurrent effects in improving soil quality*. International Conference on Applied Research in Agriculture, Tehran, 22 May: 1-12. (In Persian with English abstract)
21. Forohar, M., Khorasani, R., Fototvat, A., Shariat-Madari, H., & Khavazi, K. (2017). The effect of different biochars and their raw materials on some soil chemical properties and nutrients over time in a calcareous soil. *Water and Soil Journal*, 32(2), 299-312. (In Persian with English abstract)
22. Ghorbani, M., & Amir Ahmadi, A. (2017). The effect of rice husk biochar on some soil physical properties and corn growth in a loamy soil. *Journal of Soil Research*, 32(3), 306-319. (In Persian with English abstract)
23. Gopal, M., Gupta, A., Hameed, K.S., Sathyaseelan, N., Rajeela, T.K., & Thomas, G.V. (2020). Biochars produced from coconut palm biomass residues can aid regenerative agriculture by improving soil properties and plant yield in humid tropics. *Biochar*, 2, 211-226. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00043-5>
24. Guvili, A., Mousavi, A.A., & Kamkar Haghighi, A. (2016). Effect of cattle manure biochar and moisture stress on growth characteristics and spinach water use efficiency in greenhouse conditions. *Water Research in Agriculture*, 30(2), 259-243. (In Persian with English abstract)
25. Hardie, M., Clothier, B., Bound, S., Oliver, G., & Close, D. (2014). Does biochar influence soil physical properties and soil water availability? *Plant Soil*, 376, 347-361. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1980-x>
26. Hasanpour, E., Shirvani, M., Haj Abbasi, M.A., & Majidi, M.M. (2022). Acidic biochars on some chemical characteristics and ability to absorb nutrients of calcareous soils. *Journal of Water and Soil Sciences*, 26(2), 39-59. (In Persian with English abstract)
27. HE, L.L., Zhong, Z.K., & Yang, H.M. (2017). Effects on soil quality of biochar and straw amendment in conjunction with chemical fertilizers. *Journal of Integrative Agriculture*, 16(3), 704-712. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(16\)61420-X](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(16)61420-X)
28. Hirich, A., Choukr, R., & Jacobsen, S. (2013). The combined effect of deficit irrigation by treated wastewater and organic amendment on quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) productivity. *Journal Desalination and Water Treatment*, 25, 2208-2213.
29. Hosseini, M., Movahedi Naeini, S.A., & Bameri, A. (2015). The effect of different tillage methods on the amount of available potassium in soils with different extractants in a soil with high specific surface area. *Water and Soil*, 4, 966-979. (In Persian with English abstract)
30. Ibrahim, O.M., Bakry, A.B., El Kramany, M.F., & Elewa, T.A. (2015). Evaluating the role of biochar application under two levels of water requirements on wheat production under sandy soil conditions. *Global Journal of Advanced Research*, 2(2), 411-418.
31. Kang, J., Hesterberg, D., & Osmond, D.L. (2008). Soil organic matter effects on phosphorus sorption: A path analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 360-366
32. Karmaka, S., Lague, C., Agnew, J., & Landry, H. (2007). Integrated decision support system (DSS) for manure management. *Computers and Electronics*, 57, 190-201. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0113>
33. Knowles, O., Robinson, B., Contangelo, A., & Clucas, L.(2011). Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids. *Science of the Total Environment*, 409, 3206 -3210.
34. Kumar, S., Masto, RE., Ram, LC., Sarkar, P., George, J., & Selvi, VA. (2013). Biochar preparation from Parthenium hysterophorus and its potential use in soil application. *Ecological Engineering*, 55, 67-72. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.02.011>
35. Laird, D.A., Fleming, P.D., Karlen, D.L., Wang, B., & Horton, R. (2010). Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158, 436-442. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.012>
36. Lehmann, J., & Joseph, S. (2009). *Biochar for environmental management- an introduction*. In: Lehmann J. and Joseph S. (Eds). *Biochar for environmental management: Science and Technology*. Earthscan, London, pp. 1-11.
37. Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Skjemstad, J.O., Theis, J., Luizao, F.J., Peterson, J., & Neves, E.G. (2006). Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 1719-1730. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.09.007>
38. Lim, T., Spokas, K., Feyereisen, G., & Novak, J. (2016). Predicting the impact of biochar additions on soil hydraulic properties. *Chemosphere*, 142, 136-144. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.069>
39. Luo, C., Deng, Y., Inubushi, K., Liang, J., Zhu, S., Wei, Z., Guo, X., & Luo, X., (2018). Sludge biochar amendment and alfalfa revegetation improve soil physicochemical properties and increase diversity of soil microbes in soils from a rare earth element mining wasteland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(5). <https://doi.org/10.3390/ijerph15050965>

40. Mahmoodabadi, M. (2018). Investigating the effect of sequential application of organic matter and irrigation with sodium water on the size distribution of secondary soil particles. *Environmental Erosion Research*, 15, 24. (In Persian with English abstract)
41. Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S.J., & Lehmann, J. (2010). Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant and Soil*, 333, 117-128. (In Persian with English abstract)
42. Mensah, A.K., & Frimpong, K.A. (2018). Biochar and/or compost applications improve soil properties, growth, and yield of maize grown in acidic rainforest and coastal savannah soils in Ghana. *International Journal of Agronomy*, 7, 1-8.
43. Mir, A., Piri, H., & Naserin, A. (2021). The effects of different levels of wheat biochar and water stress on the quantitative and qualitative characteristics of Carla (bitter melon) in pots. *Water Research in Agriculture*, 35(2), 170-185. (In Persian with English abstract)
44. Mokami, A., Yazdan-Panah, N., & Saidenjad, A.H. (2022). The effect of using vermicompost and biochar on the morpho-physiological characteristics of quinoa under drought stress conditions. *Iran Water and Soil Research*, 53(1), 130-140. (In Persian with English abstract)
45. Mukherjee, A., & Zimmerman, A.R. (2013). Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory produced biochars and biochar-soil mixtures. *Geoderma*, 194, 122-30. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.002>
46. Najafi Ghairi, M. (2014). The effect of using different biochars on some soil characteristics and the ability to absorb some nutrients in a calcareous soil. *Journal of Soil Research*, 29(3), 351-358. (In Persian with English abstract)
47. Najafi Ghiri, M., Abtahi, A., Owliaie, H.R., Hashemi, S.S., & Koohkan, H. (2011). Factors affecting potassium pools distribution in highly calcareous soils of southern Iran. *Arid land Research and Management*, 25, 313-327. (In Persian with English abstract)
48. Najafi Ghiri, M., Bostani, H., & Mahmoudi, A. (2017). The effect of the remains of three plant species and their biochar on some characteristics and potassium status of a calcareous soil. *Soil and Water Science Research Journal*, 32(1), 25-36. (In Persian with English abstract)
49. Negaresh, H., & Latifi, L. (2018). The origin of wind deposits in the east of Zabol through morphoscopy and physical and chemical analysis of sediments. *Geography and Environmental Planning*, 20(1), 1-22. (In Persian with English abstract)
50. Nelissen, V., Rütting, T., Huygens, D., Staelens, J., Ruyschaert, G., & Boeckx, P. (2012). Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 55, 20-27. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.05.019>
51. Netondo, G.F., Onyango, J.C., & Beck, E. (2004). Sorghum and salinity: II. Gasexchange and chlorophyll fluorescence of sorghum under salt stress. *Crop Science*, 44, 806-811. <https://doi.org/10.2135/cropsci2004.7970>
52. Olsen, S.R., and Sommers, L.E. (1990). Phosphorus. P 403-431. In: A.L. Page (ed), *Method of soil analysis*. Part 2. 2nd agron Monoger., ASA, Madison, WI.
53. Page, A.L., Miller, R.H., & Keeney, D.R. (1982). Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy. In *Soil Science Society of America*, 1159.
54. Piri, H., Naserin, A., & Albalasmeh, A. (2022). Interactive effects of deficit irrigation and vermicompost on yield, quality, and irrigation water use efficiency of greenhouse cucumber. *Journal of Arid Land*, 14(11), 1274-1292. <https://doi.org/10.1007/s40333-022-0035-7>
55. Rahimi-Alashti, S., Bahmanyar, M.A., Qajarspanlou, M., Sadegh-Zadeh, F., & Khodsi-Bidgoli, A. (2021). The effect of the use of some organic and inorganic amendments on the amount of high-use and low-use elements of the soil under quinoa cultivation under water stress conditions. *Soil Management and Sustainable Production*, 11(2), 25-48. (In Persian with English abstract)
56. Rajabi, H. (2014). *Effect of pistachio residue, sewage black mud, and chemical fertilizer on bio- provision and nitrogen and phosphorus absorption by spinach*. Master Thesis. Shiraz University.
57. Rezaei, N., Rezaghi, F., Sepaskhah, A., & Mousavi, A. (2017). The effect of biochar and irrigation water salinity on chemical properties of soil under bean cultivation. *Journal of Soil and Water Science Research*, 32(1), 13-24. (In Persian with English abstract)
58. Robbani, Z. (2013). Hydrothermal carbonization of biowaste/fecal sludge. *Lappeenranta University of Technology*, 41, 1-71.
59. Shirmardi, M., & Tofighi, H. (2014). Effect of organic matter on phosphorus stabilization kinetics in several different soils. *Iranian Soil and Water Research*, 46, 567-577. (In Persian with English abstract)
60. Singh, B.P., Hatton, B.J., Singh, B., Cowie, A.L., & Kathuria, A. (2010). Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of Environmental Quality*, 39(4), 1224-1235.
61. Sohi, S., Krull, E., Lopez-Capel, E., & Bol, R. (2010). A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in Agronomy*, 105, 47-82. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)05002-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)05002-9)
62. Sun, H., Shi, W., Zhou, M., Ma, X., & Zhang, H. (2019). Effect of biochar on nitrogen use efficiency, grain yield and amino acid content of wheat cultivated on saline soil. *Plant, Soil and Environment*, 65, 83-89.
63. Telahigue, D.C., Yahia, L.B., Aljane, F., Belhouchett, K., & Toumi, L. (2017). Grain yield, biomass productivity

- and water use efficiency in quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) under drought stress. *Journal of Scientific Agriculture*, 1, 222-232. (In Persian with English abstract)
64. Thaghafi, F., Qanei-Bafghi, M.J., & Shirmardi, M. (2021). The effect of palm tree waste biochar on element concentration, sodium absorption ratio and some physical properties of saline soil. *Desert Ecosystem Engineering*, 10(31), 85-94. (In Persian with English abstract)
65. Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K., Downie, A., Rust, J., Joseph, S., & Cowie, A. (2010). Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*, 327, 235-246. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0050-x>
66. Walkey, A., & Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareeff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29-38.
67. Wang, L., Xue, C., Nie, X., Liu, Y., & Chen, F. (2018). Effects of biochar application on soil potassium dynamics and crop uptake. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 181, 635-643. <https://doi.org/10.1002/jpln.201700528>
68. Waraich, E.A., Ahmad, R.M., Saifullah, Y., & Ashraf, E. (2011). Role of mineral nutrition in alleviation of drought stress in plants. *Australian Journal of Crop Science*, 6, 764-777.
69. Westerman, R.E.L. (1990). *Soil testing and plant analysis*. SSSA, Madison, Wisconsin, USA. 784p.
70. Yao, F.X., Arbustain, M.C., Virgel, S.F., Blanco, Arostegui, J.J., Macia-Agullo, A., & Macias, F. (2009). Simulated geochemical weathering of a mineral ash-rich biochar in a modified Soxhlet reactor. *Chemosphere*, 80, 724-732. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.026>
71. Yuan, J.H., Xu, R.K., & Zhang, H. (2011). The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource Technology*, 102(3), 3488-3497. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.018>
72. Zahoor, R., Dong, H., Abid, M., Zhao, W., Wang, Y., & Zhou, Z. (2017). Potassium fertilizer improves drought stress alleviation potential in cotton by enhancing photosynthesis and carbohydrate metabolism. *Environmental and Experimental Botany*, 137, 73-83. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2017.02.002>
73. Zhang, M., Fan, C.H., Li, Q.L., Li, B., Zhu, Y.Y., & Xiong, Z.Q. (2015). A 2-yr field assessment of the effects of chemical and biological nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions and nitrogen use efficiency in an intensively managed vegetable cropping system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 201, 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.12.003>
74. Zhang, M., Riaz, M., Liu, B., Xia, H., El-Desouki, Z., & Jiang, C. (2020). Two-year study of biochar: Achieving excellent capability of potassium supply via alter clay mineral composition and potassium-dissolving bacteria activity. *Science of the Total Environment*, 717, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137286>
75. Zolfi Bavariani, M., Ronaghi, A., Karimian, N., Ghasemi, W., & Yatharbi, J. (2015). The effect of biochar prepared from chicken manure at different temperatures on the chemical characteristics of a calcareous soil. *Journal of Water and Soil Sciences*, 20(75), 73-84. (In Persian with English abstract)

The Effect of *Funneliformis mosseae* Fungus and *Acidithiobacillus* Application on Some Biochemical Metabolites of Maize (*Zea mays* L.) Exposed to Salinity Stress

J. Al-Jomah¹, A. Halajnia^{2*}, A. Lakzian³, A.R. Astaraei²

1, 2 and 3- Former Ph.D. Student, Associate Professor and Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: halajnia@um.ac.ir)

Received: 30-09-2023
Revised: 13-11-2023
Accepted: 14-11-2023
Available Online: 15-11-2023

How to cite this article:

Al-Jomah, J., Halajnia, A., Lakzian, A., & Astaraei, A.R. (2024). The effect of *Funneliformis mosseae* fungus and *Acidithiobacillus* application on some biochemical metabolites of maize (*Zea mays* L.) exposed to salinity stress. *Journal of Water and Soil*, 38(1), 87-104. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/jsw.2023.84667.1339>

Introduction

Saline soils resulting from natural and/or anthropogenic processes are very diverse and widely distributed under all climates. Soil salinity as a serious environmental problem has negative effects on plant growth and development in arid and semi-arid as well as humid regions. Since increasing global food security is a fundamental goal to feed the growing world population, it is necessary to develop suitable and efficient techniques for the rehabilitation of salt-affected soils and their exploitation. Chemical fertilizers are usually used to provide nutrients required for plant growth in order to increase crop yield, but application of these chemical components has negative environmental effects and reduces the quality of soils and agricultural products. The use of beneficial microorganisms (bacteria and fungi) as fertilizers and biological amendments has a high potential to improve productivity in saline soils. The aim of this study was to investigate the effect of using *Acidithiobacillus* bacteria along with mycorrhiza on the production of some photosynthetic and biochemical metabolites in maize under salt stress and comparing it with control conditions.

Materials and Methods

To perform this experiment, a surface soil sample was collected from a depth of 30 cm from the campus of Ferdowsi University of Mashhad, and some physical and chemical properties of the soil were measured by usual laboratory methods. To prepare saline soil a mixture of four compounds $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, Na_2SO_4 , NaCl , and $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ were used. The mycorrhizal fungus (*Funneliformis mosseae*) and mesophilic *Acidithiobacillus* bacteria species two types of bacteria, *Acidithiobacillus thiooxidans* PTCC No: 1692 (DSM 504) and *Acidithiobacillus ferrooxidans* PTCC No: 1646 (DSM 583), were purchased from Turan Biotechnology Company (Semnan Science and Technology Park) and Iran Microbial Scientific and Industrial Research Center (PTCC), respectively. In this research, the effect of biological treatments including: two levels of mycorrhiza (inoculation and non-inoculation), two levels of salinity (0.96 and 6 d/m) and four levels of *Acidithiobacillus* control (C), *Acidithiobacillus thiooxidans* (T), *Acidithiobacillus Ferrooxidans* (F), *Acidithiobacillus thiooxidans* and *Ferrooxidans* (T+F) were compared with each other on some photosynthetic and biochemical characteristics of *Zea mays* under greenhouse conditions in the form of a completely



©2024 The author(s). This is an open access article distributed under [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source.

<https://doi.org/10.22067/jsw.2023.84667.1339>

randomized design with factorial arrangement with three replications. 10 gr of salt mixture (this amount of salt was obtained to reach electrical conductivity of 6 in the pre-experiment) was added to 5 kg of soil and the soil moisture of the pots was kept for one month in the field capacity. Bacterial treatments were inoculated with 30 mL of cell suspension per pot (approximately 10^7 CFU mL⁻¹). In the simultaneous use of two bacteria, 15 ml of each bacterial cell suspension (15+15) was added to each pot. Single-cross 704 variety of maize was grown in pots and soil moisture was maintained during the growth period in the field capacity by weighing. Chlorophyll a, b and carotenoid, concentrations of flavonoids, anthocyanins and proline and electrical leakage were measured in fresh leaf samples (third leaf on the stem).

Results and Discussion

The results showed that salinity decreased the percentage of root colonization and chlorophyll a and b content in leaves. Salinity decreased chlorophyll a, b and carotenoid in leaves by 27.9, 68.42% and 50%, respectively. Salinity increased proline concentration (42.62%), electrolyte leakage (33.30%), anthocyanins concentration (96.36%) and leaf flavonoids (84.73%) compared to control soil. Inoculation with mycorrhiza compared to no inoculation had a remarkable and significant effect on all investigated parameters in both saline and control soils. In saline soil, mycorrhizal inoculation reduces electrolyte leakage (56.75%) and increases chlorophyll a (2.3 times), chlorophyll b (6.6 times), carotenoid (1.3 times), proline concentration (24.39%), anthocyanins amount (24.07) and flavonoids (20.4%) in the plant. The effect of bacterial treatments on the investigated parameters in plants inoculated with mycorrhiza was greater than non-inoculated treatments. The effectiveness of the simultaneous application of both bacteria was greater than the effect of each of them alone. In saline soil, simultaneous inoculation of mycorrhizae with both bacteria species reduces electrolyte leakage (14.72%) and increases chlorophyll a (39.80%), chlorophyll b (106%), carotenoid (50%), proline concentration (10.12%), the amount of anthocyanins (14.17%) and flavonoids (4.06%) compared to mycorrhiza treatment alone. The results showed that these bacteria can probably be considered as helping mycorrhizal bacteria.

Conclusion

The objective of this study was to examine the impact of simultaneous inoculation of mycorrhizae and *Acidithiobacillus* bacteria on select photosynthetic and biochemical metabolites of maize subjected to salinity stress conditions. Confirming the results of other studies, the results of this research also showed the clear and distinct effect of mycorrhiza on increasing chlorophyll and producing metabolites effective in increasing plant resistance to salt stress. In addition, the results showed that although the use of each species of *Acidithiobacillus ferrooxidans* and *Acidithiobacillus thiooxidans* alone was effective on the measured parameters in both saline and control soils, the simultaneous inoculation of both *Acidithiobacillus* bacteria species and mycorrhiza had the greatest effect on increasing chlorophyll, production of proline, anthocyanins and flavonoids and reducing electrolyte leakage and as a result, increasing tolerance to salt stress. In other words, these bacteria can be considered as mycorrhiza helper bacteria, whose activity can improve the function of mycorrhiza. On the other hand, mycorrhiza symbiosis may have increased the efficiency of these bacteria by changing the soil conditions and the environment around the roots. However, further greenhouse and field experiments with other plant species are necessary to confirm these findings.

Keywords: Biofertilizer, Mycorrhizal helping bacteria, Mycorrhizal symbiosis, Proline, Salt affected soils

مقاله پژوهشی

جلد ۳۸، شماره ۱، فروردین-اردیبهشت ۱۴۰۳، ص. ۸۵-۱۰۴

تأثیر قارچ فانی فورمیس موسه و اسیدی تیوباسیلوس بر برخی متابولیت‌های بیوشیمیایی ذرت (*Zea mays* L.) تحت تنش شوری

جمعه‌الجمعه^۱ - اکرم حلاج نیا^{۲*} - امیر لکزیان^۳ - علیرضا آستارایی^۲

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۷/۰۸

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۸/۲۳

چکیده

دستیابی به امنیت غذایی یک هدف بسیار ضروری برای تغذیه جمعیت رو به رشد جهان است، توسعه تکنیک‌های مناسب و کارآمد برای احیای خاک‌های متأثر از نمک بسیار ضروری است. استفاده از روش‌های بیولوژیکی مانند کاربرد ریزجانداران مفید به عنوان اصلاح‌کننده‌های زیستی پتانسیل زیادی در بهبود شرایط رشد گیاه در خاک‌های شور دارد. هدف این مطالعه بررسی تأثیر کاربرد همزمان باکتری‌های *اسیدی تیوباسیلوس* و قارچ میکوریزی *فانی فورمیس موسه* بر برخی متابولیت‌های فتوسنتزی و بیوشیمیایی ذرت بود. برای این منظور یک آزمایش گلخانه‌ای در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل انجام شد. در این تحقیق اثر تیمارهای بیولوژیکی شامل: دو سطح قارچ میکوریزا (تلقیح و عدم تلقیح)، دو سطح شوری (۰/۹۶ و ۶ دسی زیمنس بر متر) و چهار سطح تلقیح باکتری‌های *اسیدی تیوباسیلوس* شامل شاهد (C)، *تیوباسیلوس تیواکسیدانس* (T)، *تیوباسیلوس فرواکسیدانس* (F)، *تیوباسیلوس تیواکسیدانس* و *تیوباسیلوس فرواکسیدانس* (T+F) در یک خاک بررسی شد. نتایج نشان داد که شوری غلظت کلروفیل a، b و کارتنوئید برگ را به ترتیب ۶۸/۲۷، ۴۲/۹۰ و ۵۰ درصد در مقایسه با شاهد کاهش داد. شوری باعث افزایش، غلظت پرولین (۴۲/۶۲ درصد)، نشت الکترولیت (۳۳/۳۰ درصد)، غلظت آنتوسیانین‌ها (۹۶/۳۶ درصد) و فلاونوئیدهای برگ (۸۴/۷۳ درصد) در مقایسه با خاک شاهد شد. تلقیح با قارچ میکوریزا در مقایسه با عدم تلقیح اثر قابل توجه و معنی‌داری بر همه پارامترهای مورد بررسی در هر دو خاک شور و شاهد داشت. در خاک شور تلقیح قارچ میکوریزا موجب کاهش نشت الکترولیت (۵۶/۷۵ درصد) و افزایش کلروفیل a (۳/۲ برابر)، کلروفیل b (۶/۶ برابر)، کارتنوئید (۱/۳ برابر)، غلظت پرولین (۲۴/۳۹ درصد)، مقدار آنتوسیانین‌ها (۲۴/۰۷ درصد) و فلاونوئیدها (۲۰/۴۰ درصد) در گیاه شد. تأثیر تیمارهای باکتریایی بر پارامترهای مورد بررسی در گیاهان تلقیح شده با قارچ میکوریزا بیشتر از گیاهان تلقیح نشده بود. اثرگذاری بر مقدار پرولین، کلروفیل‌ها، آنتوسیانین و فلاونوئیدها در کاربرد توأم هر دو گونه باکتری بیشتر از تأثیر هر کدام به تنهایی بود. در خاک شور تلقیح همزمان قارچ میکوریزا با هر دو گونه باکتری موجب کاهش نشت الکترولیت (۱۴/۷۲ درصد) و افزایش کلروفیل a (۳۹/۸۰ درصد)، کلروفیل b (۱۰۶ درصد)، کارتنوئید (۵۰ درصد)، غلظت پرولین (۱۰/۱۲ درصد)، مقدار آنتوسیانین‌ها (۱۴/۱۷ درصد) و فلاونوئیدها (۴/۰۶ درصد) در گیاه در مقایسه با تیمار قارچ میکوریزا به تنهایی شد. نتایج نشان داد که این باکتری‌ها احتمالاً می‌توانند به عنوان باکتری‌های کمک کننده میکوریزا در نظر گرفته شوند.

واژه‌های کلیدی: باکتری‌های کمک کننده میکوریزا، پرولین، خاک‌های متأثر از نمک، کود زیستی، همزیستی میکوریزی

مقدمه

اتفاق رایج در مناطق خشک و نیمه‌خشک است که بارندگی برای حذف نمک از ناحیه ریشه کافی نیست (Abbas et al., 2013). تصور می‌شود که روند شور شدن خاک‌ها که به سرعت در حال تشدید است عمدتاً ناشی از عدم درک علمی کشاورزان از فرآیندهایی است که منجر

کاهش کیفیت خاک در نتیجه دخالت انسان و به دنبال آن شوری و آلودگی خاک و بیابان‌زایی به یک معضل مهم در تولید محصولات کشاورزی تبدیل شده است (Li et al., 2015). شور شدن خاک یک

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی سابق دکتری، دانشیار و استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران

(*)- نویسنده مسئول: (Email: halajnia@um.ac.ir)

به توسعه شوری و مکانیسم‌های مقابله مؤثر می‌شود. با توجه به این شرایط، کشاورزان مجبور به کشت حبوبات و گیاهان علوفه‌ای مقاوم به نمک به جای کشت غلات متعارف هستند که بر امنیت غذایی خانوار تأثیر می‌گذارد (Asad et al., 2018). کشاورزانی که از شوری آگاه هستند ممکن است از تکنیک‌های کاهش و سازگاری منطقه‌ای مانند مدیریت بهتر زمین و آب، کاشت محصولات مقاوم به نمک، تنوع در الگوی کشت و تغییر گزینه‌های سرمایه‌گذاری خود (Mamba et al., 2016) استفاده کنند.

اصلاح کننده‌های آلی مانند کود گاوی، بقایای گیاهی، ضایعات و کودهای زیستی روش‌های مناسبی برای احیای خاک‌های شور هستند زیرا با کاهش شوری و افزایش حاصلخیزی خاک رشد محصول را تقویت می‌کنند (Chen et al., 2021b; Cui et al., 2021). کودهای شیمیایی معمولاً برای تأمین عناصر غذایی مورد نیاز برای رشد گیاه به منظور افزایش عملکرد محصول استفاده می‌شوند. اگرچه آنها رشد گیاه را تسریع می‌کنند، اما در رشد طبیعی و سلامت گیاه اختلال ایجاد کرده و کیفیت خاک را کاهش می‌دهند (Kandpal, 2021).

استفاده از گونه‌های میکروبی تقویت‌کننده رشد گیاهان رویکردی امیدوارکننده برای افزایش تولیدات کشاورزی در خاک‌های شور است (Chu et al., 2019). قارچ‌های میکوریزا می‌توانند رشد گیاه، فتوسنتز و ذخیره مواد مغذی، متابولیت‌ها و ترکیبات شیمیایی مفید را افزایش دهند و با مهار پاتوژن‌های قارچی، بیماری‌های گیاهی ناشی از خاک را کاهش دهند (Ratti et al., 2010; Oliveira et al., 2013). گیاهان می‌توانند از همزیستی با قارچ‌های میکوریزا آربوسکولار (AMF^1) سود ببرند زیرا این همزیستی موجب بهبود وضعیت تغذیه، افزایش فراهمی و اثربخشی مصرف آب و در نتیجه کاهش اثرات تنش شوری می‌شود (Mohamed et al., 2014; Pirzad & Mohammadzadeh, 2018). برخی از مطالعات، رابطه بین قارچ‌های میکوریزا و ریز جانداران ریزوسفری که تصور می‌شود یکی از عوامل کلیدی تعیین‌کننده کلونیزاسیون و اثربخشی قارچ‌های میکوریزی هستند، را مورد بررسی قرار دادند. گاربای اولین کسی بود که در مورد ایده باکتری کمک‌کننده میکوریز (MHB^2) بحث کرد (Garbaye, 1994). بخش مهمی از اثرات همزیستی میکوریزا، که رشد گیاه و جذب مواد مغذی را افزایش می‌دهد، ناشی از کارکرد باکتری‌های کمکی میکوریز (MHB) است. MHB همزیستی گیاه و قارچ را بهبود می‌بخشد و تأثیر مثبتی بر تعامل بین گیاهان و قارچ‌های میکوریز دارند (Frey-Klett et al., 2007). در مطالعه بورلز و همکاران تلقیح همزمان باکتری (MHB) *Curtobacterium citreum* BE و میکوریزا رشد گیاه *Cyperaceous* و تغذیه معدنی آن را در یک خاک اولترامافیک همگام با افزایش کلونیزاسیون ریشه افزایش داد (Bourles et al., 2020).

1- Arbuscular mycorrhizal fungi

MHB تشکیل و رشد ریشه‌های ثانویه گیاه میزبان و احتمال تماس قارچ میکوریزا با ریشه را افزایش می‌دهد (Labbe et al., 2014; Armada et al., 2016).

سولفات توسط باکتری‌های تیوباسیلوس از طریق تشکیل تیوسولفات و تتراتیونات در طی فرآیند اکسیداسیون در دسترس قرار می‌گیرد، این باکتری‌ها رشد میکروارگانیسم‌های مفید خاک را تحریک کرده و اکسیداسیون بیولوژیکی گوگرد و آهن را در خاک تقویت می‌کنند که در نهایت موجب افزایش جذب مواد مغذی و عملکرد گیاه بین ۳۰ تا ۶۰ درصد می‌شود (Pokorna & Zabranska, 2015). باکتری-ها تیوباسیلوس می‌تواند با اکسید کردن گوگرد فراهمی عناصر غذایی را در خاک افزایش دهند. همچنین این باکتری‌ها قادر هستند سرعت تبادل کاتیونی خاک را افزایش دهند. این عمل با فعال‌سازی باکتری‌های مفید و تسهیل اکسید شدن زیستی در خاک انجام می‌شوند که این امر منجر به جذب بهتر عناصر غذایی و افزایش عملکرد می‌شود (Mohamed et al., 2014; Rahimzadeh et al., 2016). همچنین تولید اسید سولفوریک در نتیجه فعالیت این باکتری‌ها pH خاک را کاهش می‌دهد. هیدروژن تولید شده در تبادل با سدیم از سطح ذرات رس، شستشوی بعدی سدیم را تسهیل می‌کند و در نهایت موجب کاهش شوری خاک می‌شود (Garcia Junior, 1992). در خاک‌های شور، برهمکنش تیوباسیلوس و قارچ میکوریزا ممکن است باعث افزایش همزیستی ریشه گیاه با قارچ میکوریزا شده که این امر باعث افزایش جذب عناصر غذایی و بهبود رشد گیاه شود (Mostafavian et al., 2008). تلقیح همزمان AMF و باکتری‌های تیوباسیلوس اثرات مثبتی بر عملکرد گیاه پیاز داشتند (Mohamed et al., 2014). در مطالعه دیگر نشان داده شد که در مقایسه با گیاهان بدون تلقیح، تلقیح میکوریزا و تیوباسیلوس عملکرد گیاه *Lallemantia iberica* را افزایش داد و شاخص‌های مورفولوژیکی آن را بهبود بخشید (Heydari & Pirzad, 2021a). کاربرد همزمان میکوریزا و باکتری‌های تیوباسیلوس می‌تواند عملکرد و کیفیت متابولیت‌های ثانویه را افزایش دهند و در نتیجه بخشی از کاهش عملکرد گیاه را که در شرایط خاک شور رخ می‌دهد، جبران کنند (Heydari & Pirzad, 2021b).

در مطالعه انجام شده توسط ارن (Eren, 2022)، از اسیدی تیوباسیلوس تیواکسدانس به‌عنوان یکی از باکتری‌های محرک رشد نام برده شده است. در مطالعه انجام شده توسط دلبران و همکاران (Daliran et al., 2022) نیز اثر دو گونه باکتری اسیدی تیوباسیلوس بر حل کردن آهن از منابع مختلف و رشد گیاه سویا بررسی شد. نتایج نشان داده که در کاربرد این دو گونه باکتری به تنهایی، وزن خشک اندام هوایی گیاه افزایش داشت که البته این افزایش در مقایسه با شاهد معنی‌دار نبوده ولی با این حال کاربرد این دو باکتری به‌صورت همزمان

2- Mycorrhiza helper bacteria

(PTCC) تهیه شد.

اجرای آزمایش و آماده‌سازی تیمارها

در این تحقیق اثر تیمارهای بیولوژیکی شامل: دو سطح قارچ میکوریزا (تلقیح و عدم تلقیح)، دو سطح شوری (۰/۹۶ و ۶ دسی‌زیمنس بر متر) و چهار سطح تلقیح باکتری‌های اسیدی تیوباسیلوس شامل شاهد (C)، اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس (T)، اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس (F)، اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس (T+F) در یک خاک بر برخی ویژگی‌های فتوسنتزی و فیزیولوژیکی ذرت در شرایط گلخانه‌ای در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل با سه تکرار با یکدیگر مقایسه شدند.

در ابتدا خاک هوا خشک و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. نمونه خاک در دمای ۱۲۱ درجه سانتی‌گراد و فشار ۱ اتمسفر به مدت ۱۵ دقیقه در اتوکلاو سترون شد. برای تهیه خاک شور ($EC=6 \text{ dSm}^{-1}$)، از مخلوط نمک‌های حاوی $4/182 \text{ گرم } MgSO_4 \cdot 7H_2O$ ، $2/691 \text{ گرم } Na_2SO_4$ ، $0/91 \text{ گرم } CaCl_2 \cdot 2H_2O$ و $2/036 \text{ گرم } NaCl$ استفاده شد (Barin et al., 2006). مقدار لازم از مخلوط نمک‌ها در یک پیش آزمایش برای دستیابی به قابلیت هدایت الکتریکی ۶ دسی زیمنس بر متر در گل اشباع (Carter & Gregorich 2007) بدست آمد. به‌طوری‌که مقدار ۱/۶ گرم از مخلوط نمک‌ها به هر کیلوگرم خاک غیر شور اضافه شد. علاوه بر این جهت افزایش فعالیت باکتری/اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس به خاک شور و شاهد ۰/۲ گرم گوگرد عنصری به هر کیلوگرم خاک اضافه شد. در مجموع ۴۸ گلدان تهیه شد. قبل از کاشت، گلدان‌های پلاستیکی ۵ کیلوگرمی با الک ۷۰ درصد ضدعفونی شدند. هر گلدان با ۳۰۰ گرم ماسه درشت سترون (اتوکلاو شده به مدت ۱۵ دقیقه در دمای ۱۲۱ درجه سانتی‌گراد) و سپس با ۵ کیلوگرم خاک سترون پر شد. برای به تعادل رسیدن خاک با نمک‌های اضافه شده همه گلدان‌ها به مدت یک ماه در شرایط رطوبتی ظرفیت مزرعه در گلخانه (شدت نور: $350 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ، دما بین ۲۰ تا ۲۷ سانتی‌گراد و رطوبت بین ۵۵ تا ۶۵ درصد) نگهداری شدند.

پس از مخلوط کردن کامل خاک هر گلدان، تیمارهای تلقیح انجام شد. برای تهیه تلقیح باکتریایی، باکتری‌ها در محیطی که توسط مرکز PTCC پیشنهاد شده بود، رشد داده شدند. باکتری/اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس در یک لیتر محیط مایع حاوی $0/4 \text{ گرم } K_2HPO_4$ ، $0/4 \text{ گرم } MgSO_4 \cdot 7H_2O$ ، $0/4 \text{ گرم } (NH_4)_2SO_4$ و $33/3 \text{ گرم } FeSO_4 \cdot 7H_2O$ کشت شد. pH محیط با استفاده از محلول ۰/۱ نرمال H_2SO_4 روی $pH=1/4$ تنظیم شد.

محیط کشت باکتری/اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس شامل $0/1 \text{ گرم } K_2HPO_4$ (۳ گرم)، $0/1 \text{ گرم } MgCl_2 \cdot 6H_2O$ (۰/۱ گرم)، $0/1 \text{ گرم } NH_4Cl$ (۰/۱ گرم)،

توانسته افزایش معنی‌داری در وزن خشک اندام هوایی گیاه در مقایسه با شاهد ایجاد کند (Daliran et al., 2022). این محققین همچنین افزایش غلظت آهن اندام هوایی گیاه سویا در تیمار باکتری/اسیدی تیوباسیلوس (تیواکسیدانس + فرواکسیدانس) را گزارش دادند.

ذرت پرمحصول‌ترین غله جهان است و بعد از گندم و برنج مهمترین نقش را در تغذیه بشر دارد (Ai & Jane, 2016). علاوه بر این یکی از مهمترین گیاهان در تغذیه دام می‌باشد (FAO, 1947). از طرفی همزیستی گیاهان با قارچ فانی فورمیس موسه یکی از متداول‌ترین همزیستی‌های میکوریزایی به شمار می‌رود. با توجه به گسترش شوری ثانویه در خاک‌های کشاورزی در این پژوهش مطالعه بر روی گیاه ذرت در همزیستی با قارچ میکوریزا در شرایط تنش شوری انجام شد. به دلیل مطالعات بسیار کم در خصوص کاربرد باکتری‌های تیوباسیلوس به‌عنوان یک MHB بر کارایی قارچ فانی فورمیس موسه در خاک‌های شور این باکتری‌ها انتخاب شدند، هدف از این مطالعه بررسی ویژگی‌های فتوسنتزی و بیوشیمیایی ذرت در شرایط تنش شوری در پاسخ به تلقیح همزمان باکتری‌های اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس و اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس و قارچ میکوریزا و مقایسه آن با پاسخ‌های گیاهی در خاک شاهد بود.

مواد و روش‌ها

تهیه نمونه خاک، مایه تلقیحی قارچ فانی فورمیس موسه و باکتری‌های تیوباسیلوس

نمونه خاک غیر شور سطحی ($EC=0.96 \text{ dSm}^{-1}$) از پردیس دانشگاه فردوسی مشهد جمع‌آوری شد. خاک بعد از هواخشک کردن برای تعیین برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی با استفاده از روش‌های آزمایشگاهی مرسوم از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. خاک آهکی مورد مطالعه با pH برابر ۷/۶۲ و ۱۷/۷ درصد کرنات کلسیم معادل حاوی ۴۲ درصد ماسه، ۳۸ درصد سیلت و ۲۰ درصد رس بود. پتاسیم قابل دسترس خاک ۱۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، فسفر قابل دسترس ۴/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم، کربن آلی (۰/۳ درصد) و نیتروژن کل ۵۳۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم اندازه‌گیری شد. مایه تلقیح فانی فورمیس موسه از شرکت زیست‌فناوران توران تهیه شد. مایه تلقیح میکوریزا حاوی خاک، بستر ریشه میکوریزی شبدر، اسپور قارچ (۵۰ اسپور در هر گرم مایه تلقیح) و هیف‌های خارجی قارچ گونه فانی فورمیس موسه بود. باکتری‌های مزوفیل شامل دو نوع باکتری/اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس (DSM 504) PTCC¹ No: 1692 و باکتری/اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس (DSM 583) PTCC¹ No: 1646 از مرکز تحقیقات علمی و صنعتی میکروبی ایران

تکرار شد و میانگین اعداد حاصل، به عنوان درصد کلونیزاسیون در هر تیمار در نظر گرفته شد.

$$A = B/C \times 100 \quad (1)$$

A: درصد کلونیزاسیون ریشه، B: مکان های تلاقی اندام های میکوریزا با شبکه، C: مکان های تلاقی ریشه با شبکه (قسمت های میکوریزایی و قسمت های غیرمایکوریزایی).

برای اندازه گیری پارامترهای فتوسنتزی و بیوشیمیایی، نمونه های برگ تازه (برگ سوم روی ساقه) بعد از ۶۰ روز از هر گلدان جمع آوری شد.

کلروفیل a و b و کارتنوئید

برای اندازه گیری مقدار کلروفیل از روش (Arnon, 1967) استفاده شد. ابتدا ۰/۱۲۵ گرم برگ تر گیاهی در هاون چینی به همراه ۱۰ میلی لیتر استون ۸۰ درصد کاملاً کوبیده و سپس با سرعت ۴۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۵ دقیقه سانتریفیوژ شد. به طور جداگانه مقدار جذب نور در طول موج های ۶۶۳ نانومتر برای کلروفیل a، ۶۴۵ نانومتر برای کلروفیل b و ۴۷۰ نانومتر برای کارتنوئید در عصاره سانتریفیوژ شده قرائت شد. در نهایت با استفاده از فرمول های زیر میزان کلروفیل a، کلروفیل b و کارتنوئید بر حسب میلی گرم بر گرم وزن تر نمونه به دست آمد.

$$\text{Chl a} = \frac{(19.3 \times A_{663} - 0.86 \times A_{645})V}{100W} \quad (2)$$

$$\text{Chl b} = \frac{(19.3 \times A_{645} - 3.6 \times A_{663})V}{100W} \quad (3)$$

$$\text{Carotenoids} = \frac{100(A_{470}) - 3.27(\text{mg chl.A}) - 104(\text{mg chl.B})}{227} \quad (4)$$

V = حجم محلول صاف شده W = وزن تر نمونه بر حسب گرم

A = جذب نور در طول موج های ۶۶۳، ۶۴۵ و ۴۷۰ نانومتر

نشت الکترولیت

نشت الکترولیت (EL) از برگ ها براساس روش کامپوس و همکاران تعیین شد (Campos et al., 2003). به طور خلاصه، ۱۵ قطعه برگ تازه (تقریباً ۰/۵ سانتی متر مربع) در یک لوله آزمایش حاوی ۱۰ میلی لیتر آب دیونیزه قرار داده شد و هدایت الکتریکی اولیه در محلول (Li) پس از ۲۴ ساعت در دمای ۲۵ درجه سانتی گراد اندازه گیری شد. سپس محتویات لوله آزمایش در دمای ۱۲۰ درجه سانتی گراد به مدت ۲۰ دقیقه اتوکلاو شد و رسانایی الکتریکی نهایی (Lf) پس از سرد شدن اندازه گیری شد. درصد نشت الکترولیت (EL) به صورت زیر محاسبه شد.

$$EL = (Li - L_{\text{water}}) / (Lf - L_{\text{water}}) \times 100 \quad (5)$$

که در آن L water رسانایی (ds/m) آب دیونیزه مورد استفاده

CaCl₂.2H₂O (۰/۱۴ گرم) و ۱۰ گرم پودر گوگرد در یک لیتر بود. pH محلول روی ۴/۲ تنظیم شد. کشت باکتری ها به مدت ۱۰ روز در دمای ۳۰ درجه سانتی گراد در انکوباتور شیکردار با ۱۵۰ دور در دقیقه انجام شد. پس از رشد، سلول های باکتری با استفاده از سانتریفیوژ (۵۰۰۰ دور در دقیقه) جداسازی و سپس در آب مقطر سترون معلق شدند. ۳۰ میلی لیتر از سوسپانسیون سلولی باکتری (معادل ۱۰^۷ CFU mL⁻¹) به هر گلدان براساس نوع تیمار اضافه شد. برای تلقیح همزمان دو گونه باکتری، از هر سوسپانسیون سلولی باکتری، ۱۵ میلی لیتر (۱۵+۱۵) به گلدان اضافه شد. تعداد سلول در هر میلی لیتر با استفاده از روش مک فارلند (Mcfarland, 1907) محاسبه شد. سوسپانسیون های باکتریایی بر اساس استاندارد ۰/۵ مک فارلند (۱۰^۸ × ۱/۵ CFU mL⁻¹) تهیه و سپس ده برابر (معادل ۱۰^۷ CFU mL⁻¹) رقیق شدند. ۱۰۰ گرم مایه تلقیح قارچ میکوریزا به ناحیه رشد ریشه (در ۱۰ سانتی متری زیر سطح خاک) در هر گلدان اضافه شد. برای تیمارهای بدون مایه تلقیح قارچ میکوریزا، ۱۰۰ گرم مایه تلقیح قارچ میکوریزای سترون شده اضافه شد. علاوه بر این، ۱۰ میلی لیتر از مایه تلقیح فانی فورمیس موسه فیلتر شده بدون اتوکلاو (>۱۰ میکرومتر) به هر تیمار اضافه شد تا اطمینان حاصل شود که جامعه میکروبی قابل مقایسه در همه گلدان ها وجود دارد (Duc et al., 2018). قبل از کاشت، بذور ذرت (Single Cross 704) با هیپوکلریت سدیم ۵ درصد سترون شد. پس از شستشو با آب مقطر، در هر گلدان ۵ عدد بذر در عمق ۵ سانتی متری کاشته شد. پس از ۱۴ روز در هر گلدان ۲ بوته متعارف و سالم نگهداری شد. رطوبت خاک در سطح ظرفیت مزرعه با توزین منظم گلدان ها در طول دوره رشد حفظ شد. کود اوره در طی ۳ مرحله (۱۰، ۲۰ و ۴۵ روز) به مقدار کل ۴۰۰ کیلوگرم بر هکتار در طول دوره رشد و کود سولفات پتاسیم به مقدار ۲۰۰ کیلوگرم بر هکتار قبل از کشت به گلدان ها اضافه شدند. پس از ۶۰ روز، گیاهان برداشت شدند و ریشه ها با آب مقطر شسته شدند. از هر گلدان چهار بخش از ریشه ها به قطعات ۱ سانتی متری تقسیم گردیدند و در محلول FAA (Formalin Acetic Acid Alcohol) برای رنگ آمیزی ریشه قطعات ریشه با ۱۰٪ KOH به مدت یک ساعت در دمای ۹۰ درجه سانتی گراد تیمار شدند و متعاقباً مطابق روش فیلیپس و هایمن با ۵٪ اسید لاکتیک گلیسرول-تریپان بلو رنگ آمیزی شدند (Phillips & Hayman, 1970).

برای تعیین درصد کلونیزاسیون ریشه از روش (Giovannetti and Mosse 1980) استفاده شد. مربعی به ابعاد ۱۰×۱۰ سانتی متر به مربعات کوچک تر به ابعاد ۰/۵ × ۰/۵ سانتی متر شبکه بندی و در زیر یک پتری دیش قرار داده شد. با استفاده از رابطه زیر درصد کلونیزه شدن ریشه محاسبه شد. این عمل برای هر تیمار در چهار بخش جدا شده

برای انجام آزمایش بود.

استفاده شد. میانگین تیمارها با استفاده از آزمون LSD در $p \leq 0.05$ مقایسه شد.

غلظت پرولین برگ

مقدار پرولین با استفاده از روش توصیف شده توسط لیشتاینر و همکاران اندازه‌گیری شد (Bates et al., 1973). برگ‌های تازه به وزن 0.125 گرم در 4 میلی‌لیتر اسید سولفوسالسیک 0.3 درصد در هاون خرد و عصاره حاصل تا زمان سانتریفیوژ روی یخ قرار داده شد. نمونه‌ها با سرعت 3000 دور در دقیقه به مدت 5 دقیقه سانتریفیوژ و عصاره به دست آمده فیلتر شد. مخلوطی از 2 میلی‌لیتر اسید استیک و 2 میلی‌لیتر محلول اسید نین هیدرین به 2 میلی‌لیتر عصاره صاف شده اضافه شد. مخلوط واکنش به مدت یک ساعت در حمام آب گرم با دمای 100 درجه سانتی‌گراد قرار داده شد و سپس به بستر یخ منتقل شد تا به دمای محیط برسد. پس از آن، 4 میلی‌لیتر تولوئن به هر عصاره اضافه و تکان داده شد تا پرولین در تولوئن حل شود و لایه بالایی قرمز را تشکیل دهد. غلظت پرولین در طول موج 520 نانومتر تعیین شد.

اندازه‌گیری غلظت آنتوسیانین

0.1 گرم برگ تازه گیاه در هاون چینی به همراه 10 میلی‌لیتر متانول اسید (متانول خالص به اسید کلریدریک غلیظ با نسبت حجمی به ترتیب 99 به 1) کاملاً سائیده شد و بعد از انتقال عصاره به لوله آزمایش، به مدت 24 ساعت در تاریکی و یخچال قرار گرفت. سپس بدون تکان خوردن محلول، قسمت رویی آن جدا و جذب نور در محلول رویی در طول موج 512 نانومتر توسط اسپکترومتر اندازه‌گیری شد. غلظت با استفاده از فرمول زیر و با در نظر گرفتن ضریب خاموشی $\varepsilon = 23000$ سانتی‌متر بر مول محاسبه شد (Wagner, 1979).

$$A = \varepsilon b c \quad (6)$$

غلظت محلول (مولار) $C =$ عرض سل (سانتی‌متر) $b =$ جذب $A =$

اندازه‌گیری فلاونوئیدها

0.1 گرم برگ تازه گیاه در هاون چینی با 10 میلی‌لیتر اتانول اسیدی (الکل اتیلیک و اسید استیک گلاسیال با نسبت حجمی به ترتیب 99 به 1) ساییده شد و پس از سانتریفیوژ عصاره با دور 4000 به مدت 5 دقیقه، نمونه‌ها در حمام آب گرم با دمای 80 درجه سانتی‌گراد به مدت 10 دقیقه قرار گرفتند. شدت جذب در طول موج 330 نانومتر قرائت شد. در نهایت نتایج براساس غلظت گزارش شد (Krizek et al., 1998).

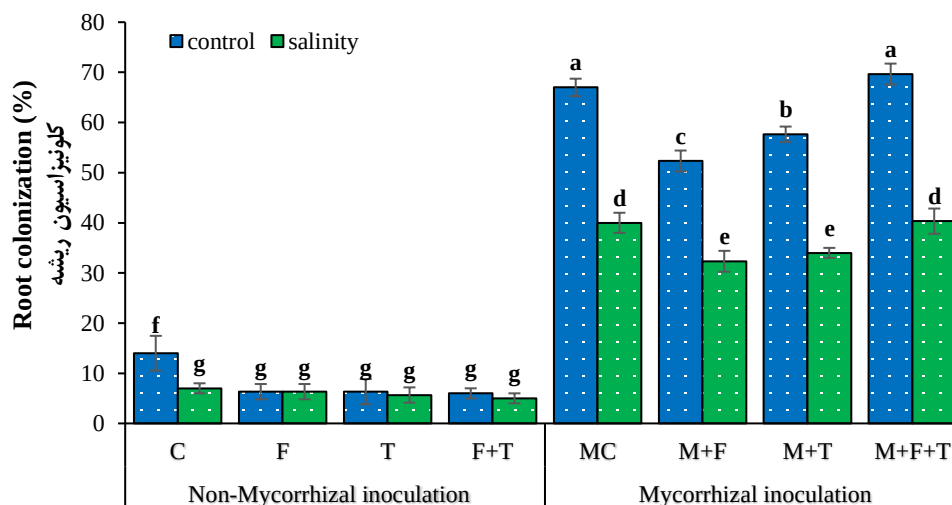
تحلیل آماری

تجزیه و تحلیل آماری با استفاده از نرم‌افزار JMP انجام شد. برای تجزیه و تحلیل تفاوت‌های معنی‌دار بین تیمارها از ANOVA سه طرفه

نتایج و بحث

کلونیزاسیون ریشه

شکل ۱ اثرات متقابل تیمارهای آزمایشی بر درصد کلونیزاسیون ریشه را نشان می‌دهد. درصد کلونیزاسیون ریشه در تیمارهای تلقیح شده با قارچ میکوریزا نشان دهنده موفقیت‌آمیز بودن تلقیح بود. با این حال شوری موجب کاهش درصد کلونیزاسیون ریشه شد. میانگین درصد کلونیزاسیون ریشه در خاک غیر شور بین $52/3$ تا $69/6$ درصد و در خاک شور بین $32/3$ تا $40/3$ متغیر بود. در تیمارهای غیرمیکوریزی به دلیل شرایط غیر استریل در حین آماده‌سازی تیمارها و رشد گیاه، 5 تا 14 درصد کلونیزاسیون مشاهده شد (شکل ۱). شوری درصد کلونیزاسیون را در تیمارهای میکوریز کاهش داد. حیدری و پیرزاد (Heydari & Pirzad, 2020) نیز کاهش کلونیزاسیون ریشه را تحت تنش شوری گزارش کردند. اثرات مخرب تنش شوری بر جوانه‌زنی اسپور خاک، توسعه هیف و تکثیر در نهایت می‌تواند منجر به کاهش کلونیزاسیون میکوریزا شود. کاهش درصد کلونیزاسیون تحت تنش شوری ممکن است به‌طور غیرمستقیم ناشی از سرکوب رشد آربوسکول‌ها و کاهش در دسترس بودن مواد فتوسنتزی باشد (Bothe, 2012). نشان داده شده است که شوری رشد هیف را مهار می‌کند و باعث کاهش سرعت گسترش شبکه هیف میکوریزا می‌شود (Abdel Latef & Chaoxing, 2014). تأخیر در جوانه‌زنی اسپور در مواجهه با NaCl نیز توسط حاجی بلند گزارش شده است (Hajiboland, 2013). تلقیح همزمان قارچ میکوریزا با هر یک از باکتری‌های /اسیدی تیوباسیلوس باعث کاهش درصد کلونیزاسیون در هر دو خاک شور و غیر شور شد، تلقیح همزمان قارچ میکوریزا با هر دو باکتری تأثیر معنی‌داری بر درصد کلونیزاسیون ریشه نداشت (شکل ۱).



شکل ۱- برهمکنش شوری، تلقیح میکوریزی (M) و نوع تلقیح باکتری تیوباسیلوس بر درصد کلونیزاسیون ریشه

بدون تلقیح باکتری (C)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس (T)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس (F)، تلقیح همزمان دو گونه باکتری (T+F)

Figure 1- Interaction of salinity, mycorrhizal inoculation and bacteria species on presentage of root colonization
Non bacteria inoculation (C), inoculation with *Acidithiobacillus thiooxidans* (T), inoculation with *Acidithiobacillus ferrooxidans* (F) and co-inoculation of both bacteria species (T+F)

حروف کوچک متفاوت نشان دهنده تفاوت معنی دار بین تیمارها است ($P < 0.05$).

Means with the same letters are not significantly different at 5% probability.

بیشتر از خاک تلقیح نشده بود. تلقیح با قارچ میکوریزا در خاک شور و شاهد (C) موجب افزایش معنی دار کلروفیل a شد. در مقایسه با خاک شاهد (C) و شور تلقیح با قارچ میکوریزا به تنهایی (M) در خاک شاهد (C) و شور به ترتیب موجب افزایش ۳/۵۸ و ۳/۳۲ برابری کلروفیل a شد. در خاک شور، تلقیح خاک با باکتری های/اسیدی تیوباسیلوس (تیمارهای T و F) اثر معنی داری بر کلروفیل a نداشتند. کاربرد باکتری های/اسیدی تیوباسیلوس در خاک شاهد میکوریزی نشده اثر مثبت معنی دار بر مقدار کلروفیل a داشت. در حالی که در خاک شور غیر میکوریزی تنها اثر کاربرد همزمان دو باکتری (F+T) بر مقدار کلروفیل a معنی دار بود، با توجه به این که باکتری های تیوباسیلوس با اکسیداسیون گوگرد و تبدیل آن به سولفات موجب افزایش دسترسی به گوگرد و سایر عناصر غذای وابسته به pH مانند فسفر و آهن می شوند می توانند بر تشکیل کلروفیل مؤثر باشند. در تیمارهای میکوریزی در هر دو خاک شور و شاهد اثر تلقیح با باکتری/اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس (M+F) و کاربرد همزمان دو گونه باکتری/اسیدی تیوباسیلوس (M+F+T) بر کلروفیل a مثبت و معنی دار بود. بیشترین مقدار کلروفیل a در هر دو خاک شاهد (C) و شور به ترتیب با ۲۰/۱ و ۳۹/۸۰ درصد افزایش نسبت به تیمار شاهد (M) در تیمار تلقیح شده با قارچ میکوریزا و هر دو گونه باکتری (M+F+T) مشاهده شد (شکل ۲).

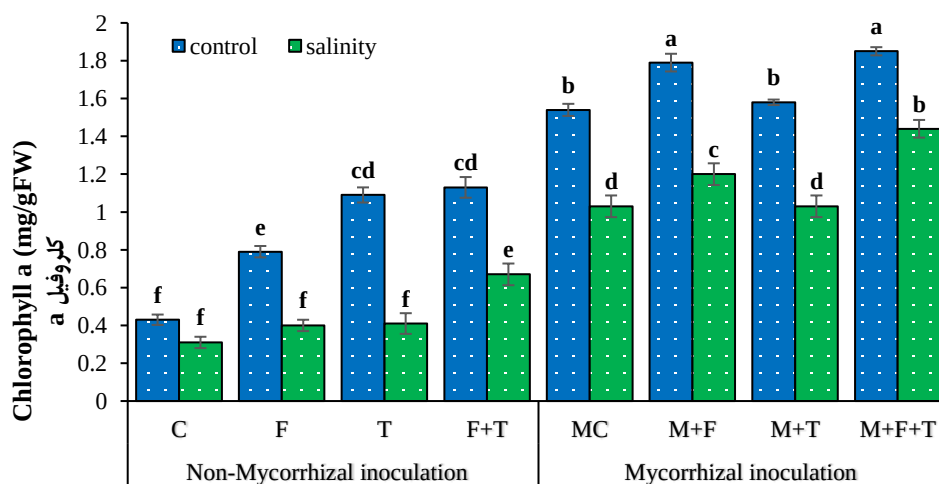
اعتقاد بر این است که MHB می تواند با تولید هورمون های گیاهی بر استقرار AMF، جوانه زنی هاگ و رشد هیف تأثیر بگذارد. نشان داده شده است که این فیتوهورمون ها با افزایش تولید ترشحات ریشه و فعال کردن رشد هیف، سرعت کلونیزاسیون ریشه را افزایش می دهند (Barea et al., 2005). حیدری و پیرزاد (Heydari & Pirzad, 2020) نشان دادند که تلقیح تیوباسیلوس و AMF تأثیر مثبتی بر کلونیزاسیون ریشه داشت. اما در این مطالعه تلقیح قارچ میکوریزا با باکتری های/اسیدی تیوباسیلوس در خاک شور باعث کاهش درصد کلونیزاسیون ریشه شد. این کاهش درصد کلونیزاسیون ممکن است به دلیل افزایش رشد ریشه در این تیمارها باشد (نتایج گزارش نشده است) که در نتیجه درصد کلونیزاسیون در واحد سطح ریشه را کاهش داده است.

کلروفیل a: شوری اثر معنی داری بر غلظت کلروفیل a داشت، بطوری که در همه تیمارهای زیستی غلظت کلروفیل a در گیاهان رشد یافته در خاک شور به طور معنی داری کمتر از گیاهان کشت شده در خاک غیر شور بود (شکل ۲). در تیمار شاهد بدون تلقیح (C)، شوری غلظت کلروفیل a را ۲۷/۹ درصد کاهش داد هرچند که این کاهش نسبت به خاک شاهد معنی دار نبود. در خاک شاهد در همه تیمارهای ذرت همزیست با قارچ میکوریزا غلظت کلروفیل a به طور معنی داری

کلروفیل b به‌طور قابل توجهی با تلقیح قارچ میکوریزا افزایش یافت. در تیمارهای غیر میکوریزی در خاک شور، تنها اثر تلقیح همزمان با هر دو گونه باکتری (F+T) بر کلروفیل b معنی‌دار بود و کاربرد هر یک از گونه‌های باکتری به تنهایی (F و T) تأثیر معنی‌دار بر کلروفیل b نداشتند. در حالی که در خاک شاهد (C)، تلقیح باکتریایی در همه تیمارها اثر مثبت و معنی‌دار بر کلروفیل b در مقایسه با عدم تلقیح داشت. بیشترین افزایش غلظت کلروفیل b در تیمارهای میکوریزی شده و در تلقیح همزمان با دو گونه باکتری (M+F+T) اندازه‌گیری شد. افزایش کلروفیل b در این تیمار در دو خاک شاهد (C) و شور در مقایسه با شاهد میکوریزی شده به‌ترتیب ۱/۴۵ و ۲/۰۶ برابر و در مقایسه با شاهد غیرمیکوریزی ۶/۸۹ و ۱۵/۸۳ برابر بود (شکل ۳). به‌طور کلی نتایج نشان داد که تنش شوری باعث کاهش و تلقیح قارچ میکوریزا موجب افزایش غلظت کلروفیل b در گیاه شد. تلقیح همزمان باکتری‌های اسیدی تیوباسیلوس و قارچ میکوریزا بر افزایش غلظت کلروفیل b تأثیر مثبت داشت. نتایج نشان داد مقدار کلروفیل b بیشتر از کلروفیل a تحت تأثیر شوری کاهش یافت. کاهش کلروفیل b تحت تنش شوری را می‌توان به تشکیل ROS و در نتیجه مهار نوری و همچنین به کاهش گسترش سطح برگ و از این رو به جذب کمتر نور نسبت داد (Mostafa Heidari, 2011). بسیاری از دانشمندان نقش همزیستی میکوریزا را در بهبود کل رنگدانه‌های کلروفیلی گزارش کردند (Augé, 2001).

نتایج نشان داد که تنش شوری باعث کاهش غلظت کلروفیل a در گیاه شد و اثر قارچ میکوریزا بر این افزایش معنی‌دار بود. این کاهش ناشی از تنش شوری بر روی اجزای رنگدانه‌های فتوسنتزی را می‌توان به تأثیر منفی نمک بر بیوسنتز و یا افزایش تخریب آنها (Kumar, 2012) با آسیب جدی به تیلاکوئیدهای کلروپلاست (Camejo et al., 2006) نسبت داد. احتمالاً به‌دلیل افزایش فعالیت آنزیم کلروفیلاز (متلاشی کننده ساختار کلروپلاست) در اثر افزایش غلظت یون‌های سدیم و کلر مقدار کلروفیل کاهش می‌یابد (Jaleel et al., 2007). افزایش محتوای کلروفیل به دنبال کاربرد *F. mosseae* در گیاهان تحت تنش شوری بوسیله ژانگ و همکاران نیز گزارش شده است (Zhang et al., 2018).

کلروفیل b: شوری اثر معنی‌داری بر غلظت کلروفیل b برگ داشت، بطوری که غلظت کلروفیل b در خاک شور به‌طور معنی‌داری کمتر از خاک شاهد (C) در تمامی تیمارها بود (شکل ۳). در تیمار شاهد (C)، شوری خاک غلظت کلروفیل b برگ را ۶۸/۴۲ درصد کاهش داد؛ به عبارت دیگر تأثیرپذیری کلروفیل b از شوری خاک بیشتر از کلروفیل a بود. در خاک شاهد (C)، همه تیمارهای بیولوژیکی یعنی تلقیح با باکتری‌های اسیدی تیوباسیلوس و قارچ میکوریزا در مقایسه با تیمار شاهد (M) تأثیر معنی‌داری بر غلظت کلروفیل b داشتند. در خاک شور،

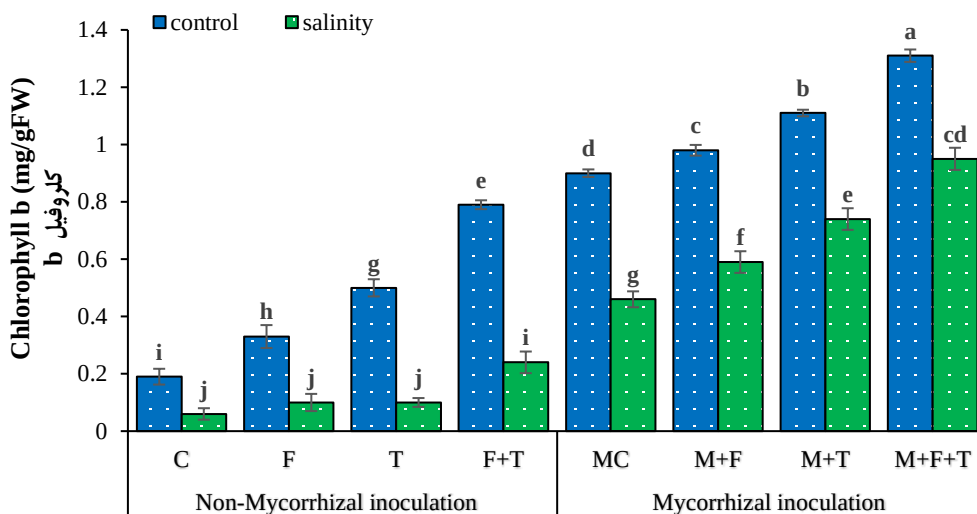


شکل ۲- برهمکنش شوری، تلقیح میکوریزی (M) و نوع تلقیح باکتری تیوباسیلوس بر کلروفیل a بدون تلقیح باکتری (C)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس *ferrooxidans* (F)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس *thiooxidans* (T)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس *ferrooxidans* و *thiooxidans* (F+T) دو گونه باکتری (T+F)

Figure 2- Interaction of salinity, mycorrhizal inoculation and bacteria species on chlorophyll a Non bacteria inoculation (C), inoculation with *Acidithiobacillus thiooxidans* (T), inoculation with *Acidithiobacillus ferrooxidans* (F) and co-inoculation of both bacteria species (T+F)

حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار بین تیمارها است ($P < 0.05$).

Means with the same letters are not significantly different at 5% probability.



شکل ۳- برهمکنش شوری، تلقیح میکوریزی (M) و نوع تلقیح باکتری تیوباسیلوس بر کلروفیل b

بدون تلقیح باکتری (C)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس (T)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس (F)، تلقیح همزمان دو گونه باکتری (T+F)

Figure 3- Interaction of salinity, mycorrhizal inoculation and bacteria species on chlorophyll b
Non bacteria inoculation (C), inoculation with *Acidithiobacillus thiooxidans* (T), inoculation with *Acidithiobacillus ferrooxidans* (F) and co-inoculation of both bacteria species (T+F)

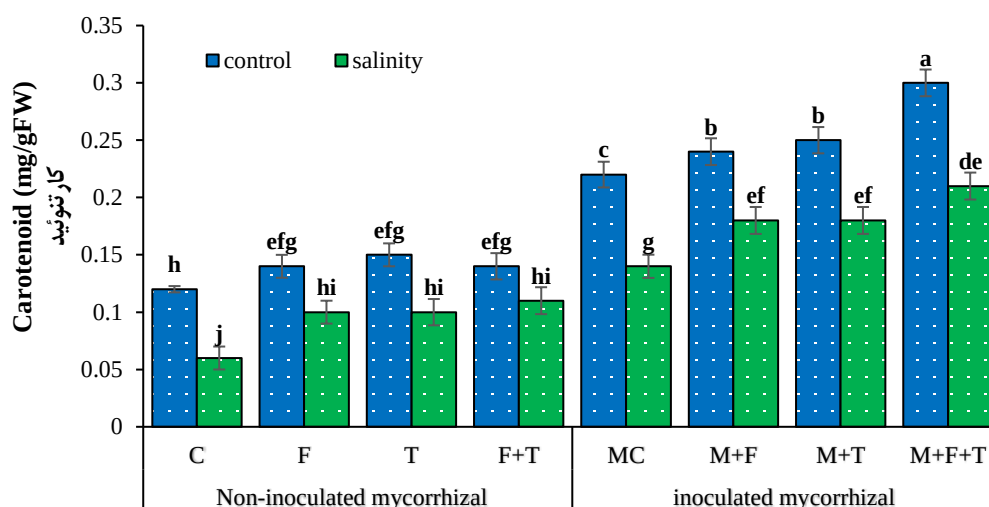
حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار بین تیمارها است ($P < 0.05$).

Means with the same letters are not significantly different at 5% probability.

باعث کاهش محتوای کارتنوئید در گیاه شد و اثر قارچ میکوریز بر این افزایش معنی‌دار بود. تلقیح همزمان باکتری/اسیدی تیوباسیلوس و قارچ میکوریز باعث افزایش غلظت کارتنوئید شد. کارتنوئیدها با حذف رادیکال‌های اکسیژن به دفاع آنتی‌اکسیدانی در سلول‌های گیاهی کمک می‌کنند و در ائتلاف انرژی اضافی فتوسنتس‌ها در حضور عوامل استرس‌زا نقش دارند (Singh & Thakur, 2018). تجمع کارتنوئید در گیاهان تلقیح شده با قارچ میکوریزا تحت تنش شوری در شیرین بیان (*Glycyrrhiza glabra*) و گندم (*Triticum aestivum*) توسط (Amanifar et al., 2019; Eroğlu et al., 2020) گزارش شده است.

پرویلین برگ گیاه: شوری اثر معنی‌داری بر غلظت پرویلین برگ داشت، بطوری‌که غلظت پرویلین برگ در خاک شور به‌طور معنی‌داری بیشتر از خاک غیر شور در تمامی تیمارها بود (شکل ۵). در تیمار شاهد (C)، شوری خاک غلظت پرویلین برگ را ۴۲/۶۲ درصد افزایش داد. در خاک شاهد، تلقیح با باکتری‌های/اسیدی تیوباسیلوس و قارچ میکوریزا در مقایسه با تیمار شاهد تأثیر قابل توجهی بر غلظت پرویلین برگ نداشت. در خاک شور سطح پرویلین در برگ گیاه به‌طور قابل توجهی با تلقیح قارچ میکوریزا افزایش یافت.

کارتنوئید برگ گیاه: شوری اثر معنی‌داری بر محتوای کارتنوئید برگ داشت، بطوری‌که محتوای کارتنوئید برگ در خاک شور به‌طور معنی‌داری کمتر از خاک شاهد (C) در تمامی تیمارها بود (شکل ۴). در تیمار شاهد (C)، شوری خاک محتوای کارتنوئید برگ را ۵۰ درصد کاهش داد. در هر دو خاک شور و شاهد (C) حضور قارچ میکوریزا و باکتری موجب افزایش معنی‌دار محتوای کارتنوئید برگ در مقایسه به شاهد (C) شدند. تلقیح با قارچ میکوریزا اثر قابل توجه و معنی‌داری بر افزایش کارتنوئید در هر دو خاک شور و شاهد داشت و محتوای کارتنوئید در همه تیمارهای میکوریزی بیشتر از تیمارهای غیر میکوریزی بود. در تیمارهای تلقیح نشده با قارچ میکوریزا اثر نوع باکتری/اسیدی تیوباسیلوس و کاربرد همزمان آنها بر مقدار کارتنوئید در هر دو خاک شور و شاهد معنی‌دار نبود. در خاک شور تلقیح شده با قارچ میکوریزا نیز نوع باکتری و کاربرد همزمان آنها از نظر تأثیر بر مقدار کارتنوئید تفاوت معنی‌دار با هم نداشتند. در حالی‌که در خاک شاهد تلقیح شده با قارچ میکوریزا کاربرد همزمان دو باکتری (M+F+T) موجب افزایش معنی‌دار مقدار کارتنوئید در مقایسه با کاربرد هر یک از باکتری‌های/اسیدی تیوباسیلوس به تنهایی شد. بیشترین مقدار کارتنوئید در این تیمار اندازه‌گیری شد (شکل ۴). نتایج نشان داد که تنش شوری



شکل ۴- برهمکنش شوری، تلقیح میکوریزی (M) و نوع تلقیح باکتری تیوباسیلوس بر کارتنوئید

بدون تلقیح باکتری (C)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس (T)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس (F)، تلقیح همزمان دو گونه باکتری (T+F)

Figure 4- Interaction of salinity, mycorrhizal inoculation and bacteria species on Carotenoid
Non bacteria inoculation (C), inoculation with *Acidithiobacillus thiooxidans* (T), inoculation with *Acidithiobacillus ferrooxidans* (F) and co-inoculation of both bacteria species (T+F)

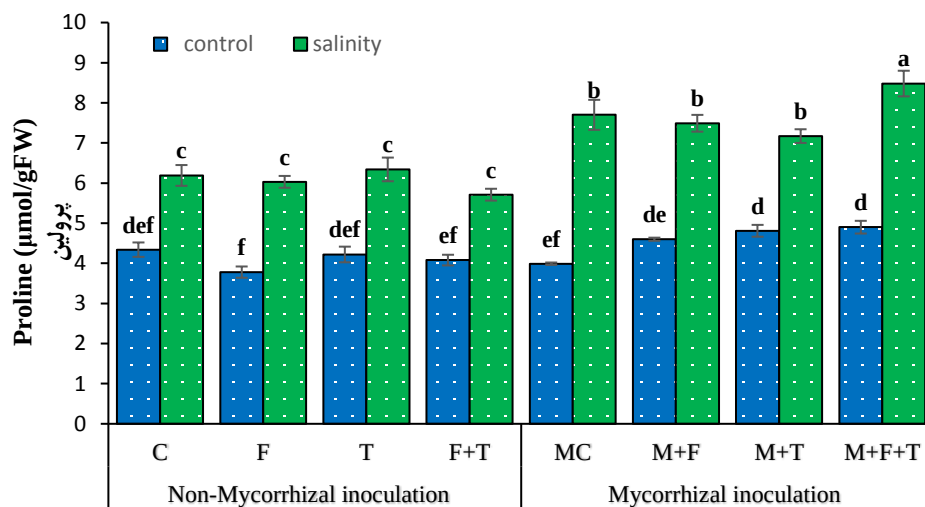
حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار بین تیمارها است ($P < 0.05$).

Means with the same letters are not significantly different at 5% probability.

گیاهان غیرمیکوریزی، چندین مطالعه گزارش کرده‌اند که گیاهان میکوریزی سطوح بالاتری از پرولین را نشان دادند (Heydari & Pirzad, 2020; Liu et al., 2022). تجمع پرولین در گیاهان تلقیح شده با قارچ میکوریزی به‌عنوان یک شاخص اثربخشی میکوریزا در نظر گرفته می‌شود، زیرا یک پاسخ متابولیکی خاص و یکی از مواد سازگار مهم در گیاهانی است که تحت تنش شوری رشد می‌کنند (Santander et al., 2019).

نشت الکترولیت: تنش شوری باعث افزایش قابل توجه و معنی‌داری نشت الکترولیت در مقایسه با گیاهان بدون تنش شد (شکل ۶). در تیمار شاهد (C)، شوری خاک نشت الکترولیت برگ را ۳۳/۳۰ درصد افزایش داد. نشت الکترولیت در همه تیمارهای بیولوژیکی (باکتریایی و میکوریزی) در مقایسه با شاهد بدون تلقیح (C) در هر دو خاک شور و شاهد کاهش معنی‌دار نشان داد. در هر دو خاک شور و شاهد تلقیح نشده با قارچ میکوریزا اثر تیمارهای باکتریایی در مقایسه با شاهد (C) بر کاهش نشت الکترولیت معنی‌دار و مثبت بود ولی بین این تیمارها تفاوت معنی‌دار وجود نداشت.

در تیمارهای میکوریزا در خاک شور، اثر تلقیح باکتری تنها در کاربرد همزمان هر دو گونه باکتری (M+F+T) معنی‌دار بود و بیشترین افزایش غلظت پرولین با ۱۰/۱۲ درصد افزایش نسبت به تیمار شاهد میکوریزی و ۳۶/۹۹ درصد نسبت به تیمار شاهد غیر میکوریزی در این تیمار اندازه‌گیری شد (شکل ۵). به‌طور کلی نتایج نشان داد که تنش شوری باعث افزایش غلظت پرولین در گیاه شد و اثر قارچ میکوریزا بر این افزایش معنی‌دار بود. تلقیح همزمان هر دو گونه باکتری/اسیدی تیوباسیلوس و قارچ میکوریزا بر افزایش غلظت پرولین تأثیر مثبت داشت. در شرایط تنش، گیاهان ممکن است به‌دلیل فعال شدن ژن‌های تنش، سطوح پرولین برگ را افزایش دهند (Bharti & Barnawal, 2019). تجمع پرولین در اکثر گونه‌های گیاهی تحت تنش شوری گزارش شده است (Hameed et al., 2014). پرولین به حفظ رطوبت کمک می‌کند و تنظیم فشار اسمزی اثرات مخرب تنش شوری را کاهش می‌دهد (Lei et al., 2016). پرولین نقش مهمی در حفظ پایداری پروتئین‌ها و غشاهای سلولی در محیط‌های شور دارد. برخی مطالعات گزارش کردند که پرولین به جای اینکه صرفاً به‌عنوان تنظیم کننده اسمزی مطرح باشد، می‌تواند به‌عنوان یک حسگر تنش ناشی از آسیب نمکی عمل کند (Abdel Latef et al., 2009). در مقایسه با



شکل ۵- برهمکنش شوری، تلقیح میکوریزی (M) و نوع تلقیح باکتری تیوباسیلوس بر پرولین

بدون تلقیح باکتری (C)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس (T)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس (F)، تلقیح همزمان دو گونه باکتری ((T+F)

Figure 5- Interaction of salinity, mycorrhizal inoculation and bacteria species on proline

Non bacteria inoculation (C), inoculation with *Acidithiobacillus thiooxidans* (T), inoculation with *Acidithiobacillus ferrooxidans* (F) and co-inoculation of both bacteria species (T+F)

حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار بین تیمارها است ($P < 0.05$).

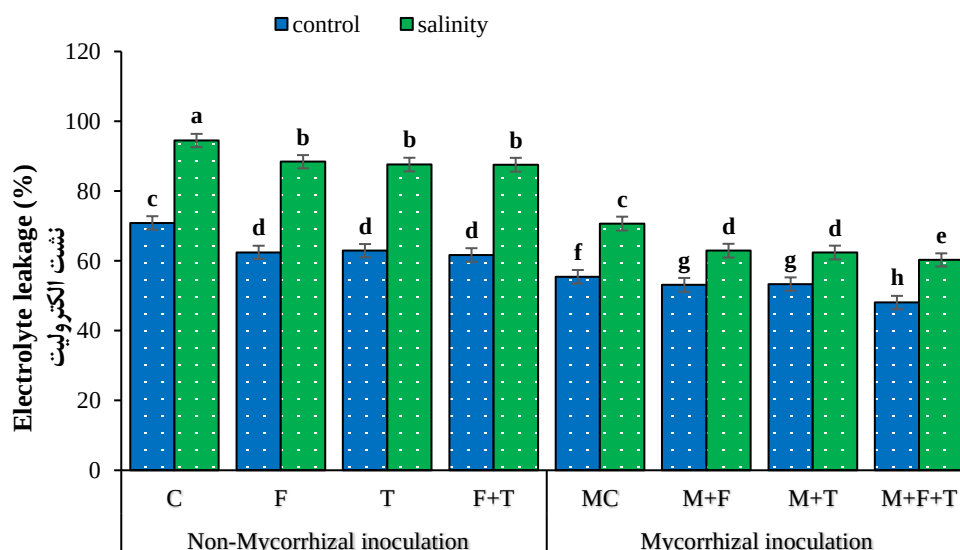
Means with the same letters are not significantly different at 5% probability.

پاسخ به تنش‌های محیطی مختلف (اعم از غیر زنده و زنده مانند دماهای پایین، نمک و خشکی، کمبود تغذیه‌ای، آفات و بیماری‌ها و فلزات سنگین) سنتز می‌شوند و رنگ‌های مختلفی (مانند بنفش، قرمز و آبی) به بافت‌ها و اندام‌های گیاهی می‌دهند (Kaur et al., 2023). آنتوسیانین به‌عنوان مولکول‌های آنتی‌اکسیدانی از گیاهان در برابر ROS محافظت می‌کنند (Sarker et al., 2019). نتایج نشان داد که محتوای آنتوسیانین در نتیجه تنش شوری در همه تیمارهای آزمایش در مقایسه با خاک شاهد (C) افزایش معنی‌دار داشت (شکل ۷). در تیمار شاهد (C)، شوری خاک غلظت آنتوسیانین برگ را ۹۶/۳۶ درصد افزایش داد. در عدم کاربرد قارچ میکوریزا در هر دو خاک شور و شاهد اثر تلقیح باکتریایی بر افزایش غلظت آنتوسیانین مثبت و معنی‌دار بود و بیشترین تأثیر بر افزایش غلظت آنتوسیانین در تلقیح همزمان هر دو گونه باکتری مشاهده شد. تلقیح با قارچ میکوریزا در هر دو خاک شور و شاهد موجب افزایش معنی‌دار غلظت آنتوسیانین شد. کاربرد باکتری‌های/اسیدی تیوباسیلوس در تیمارهای تلقیح شده با قارچ میکوریزا در خاک شاهد تأثیر مشخصی بر غلظت آنتوسیانین نداشت در حالی‌که در خاک شور موجب افزایش غلظت آنتوسیانین شد. بیشترین غلظت آنتوسیانین در تلقیح همزمان قارچ میکوریزا و هر دو گونه باکتری در خاک شور اندازه‌گیری شد (شکل ۷). در تنش شوری ظرفیت سیستم آنتی‌اکسیدانی برای کاهش تولید ROS ناشی از تنش ارتقا یافته و محتوای پرولین،

در خاک‌های تلقیح شده با قارچ میکوریزا نیز اثر تلقیح باکتریایی در مقایسه با تیمار تلقیح نشده (M) مثبت و معنی‌دار بود. بیشترین کاهش معنی‌دار در نشت الکترولیت در تلقیح همزمان قارچ میکوریزا با هر دو گونه باکتری مشاهده شد که نسبت به کاربرد جداگانه هر یک از گونه‌های باکتری (تیمارهای M+F و M+T) معنی‌دار بود (شکل ۶). نشت الکترولیت (EL) القا شده با نمک به‌عنوان یک مشخصه پاسخ به تنش در سلول‌های دست نخورده گیاهی مطرح است. نشت الکترولیت در گونه‌های مختلف گیاهی، اندام‌ها و انواع سلول‌هایی که تحت تنش شوری، گرما و خشکی رشد کرده‌اند گزارش شده است (Demidchik et al., 2014). مشخص شده است که تنش شوری از طریق جابجایی Ca^{+2} مرتبط با غشای سلولی توسط Na^{+} از پلاسمای سلول ریشه، جریان K^{+} را القا می‌کند که منجر به آسیب به نفوذپذیری غشاء و EL بالاتر می‌شود (Demidchik et al., 2014). نشان داده شده است که گیاهان گوجه‌فرنگی تحت تنش نمک تلقیح شده با قارچ میکوریزا، نفوذپذیری غشایی کمتری نسبت به گیاهان غیرمیکوریزی داشتند (He et al., 2007). گزارش شده است که باکتری مفید مقاوم به نمک *Pseudomonas* sp. اثرات نامطلوب تنش شوری را با کاهش EL از طریق تولید فیتوهورمون‌ها (ایندول استیک اسید و سیتوکینین) و بهبود پایداری غشاء کاهش داد (Fazal & Bano, 2016). آنتوسیانین برگ: آنتوسیانین‌ها ترکیبات طبیعی هستند که در

به‌طور کلی تنش شوری تولید متابولیت‌های ثانویه مانند فنل‌ها و آنتوسیانین‌ها را با تحریک مسیرهای فنیل پروپانویید افزایش می‌دهد (Chon et al., 2012). تأثیر مثبت کاربرد باکتری *rhizobacteria* (PGPR) در کشت توت فرنگی در مواجهه با اثرات منفی تنش شوری با افزایش سطح پرولین و آنتوسیانین بوسیله کوک و همکاران (Koç et al., 2016) گزارش شده است.

فنل و آنتوسیانین در تیمارهای تحت تنش شوری به‌طور قابل توجهی افزایش می‌یابد (Jahantigh et al., 2016). در مطالعه‌ای گزارش شده است که مقدار آنتوسیانین در زعفران با افزایش سطح شوری در گیاهان تلقیح شده توسط با قارچ میکوریزا افزایش یافت. بیشترین مقدار مربوط به تیمار AM^+ تحت تنش ۱۲۵ میلی‌مولار نمک بود که به‌طور معنی‌داری بیشتر از تمام سطوح تنش بود (Hamidian et al., 2023).



شکل ۶- برهمکنش شوری، تلقیح میکوریزی (M) و نوع تلقیح باکتری تیوباسیلوس بر درصد نشت الکترولیت

بدون تلقیح باکتری (C)، تلقیح با اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس (T)، تلقیح با اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس (F)، تلقیح همزمان دو گونه باکتری (T+F)

Figure 6- Interaction of salinity, mycorrhizal inoculation and bacteria species on Electrolyte leakage

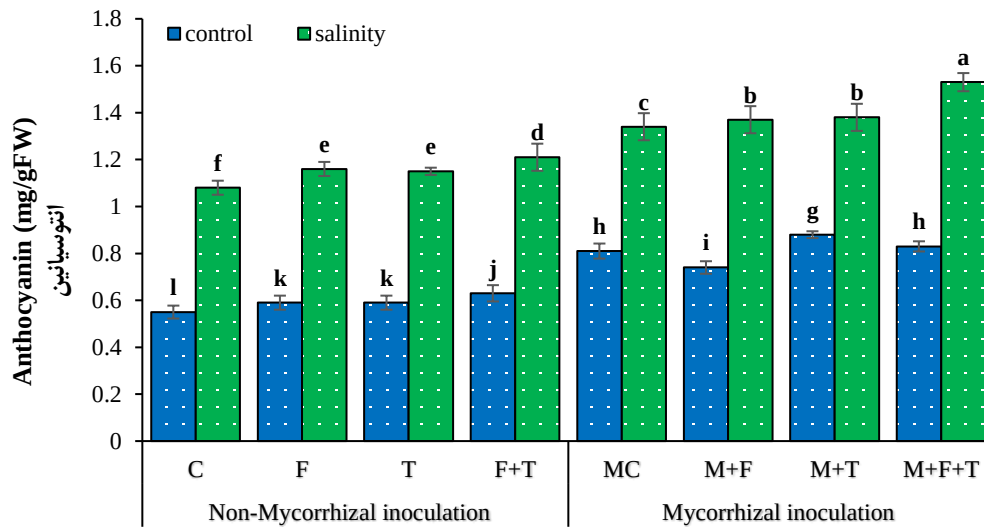
Non bacteria inoculation ©, inoculation with *Acidithiobacillus thiooxidans* (T), inoculation with *Acidithiobacillus ferrooxidans* (F) and co-inoculation of both bacteria species (T+F)

حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار بین تیمارها است ($P < 0.05$).

Means with the same letters are not significantly different at 5% probability.

تیوباسیلوس فرواکسیدانس بود. تلقیح با قارچ میکوریزا موجب افزایش معنی‌دار غلظت فلاونوئیدها در همه تیمارها شد. در تیمارهای میکوریزی نیز تلقیح باکتریایی اثر مثبت و معنی‌دار بر افزایش غلظت فلاونوئیدها داشت. از این نظر در خاک شاهد تیمارهای باکتریایی تفاوت معنی‌دار با هم نداشتند و در خاک شور بیشترین اثر در تیمار کاربرد همزمان دو باکتری مشاهده شد (شکل ۸). این یافته‌ها نشان می‌دهد که باکتری‌های اسیدی تیوباسیلوس می‌تواند به‌عنوان فعال‌کننده سنتز متابولیت‌های ثانویه (فلاونوئیدها) در نظر گرفته شود.

فلاونوئیدها برگ گیاه: فلاونوئیدها گروهی از متابولیت‌های ثانویه پلی‌فنلی گیاه مشتق از مسیر فنیل پروپانویید می‌باشند که نقش مهمی را در پاسخ‌های گیاه به شرایط محیطی به‌خصوص تنش‌های زیستی و غیرزیستی بازی می‌کنند. نتایج نشان داد که محتوای فلاونوئیدها در نتیجه تنش شوری در همه تیمارهای آزمایشی به‌طور معنی‌داری افزایش یافت (شکل ۸). در تیمار شاهد (C)، شوری خاک غلظت فلاونوئیدها برگ را ۱/۹ برابر افزایش داد. در تیمارهای غیر میکوریزی تلقیح باکتریایی در هر دو خاک شور و شاهد غلظت فلاونوئیدها را به‌طور معنی‌داری افزایش داد و تلقیح همزمان با هر دو گونه باکتری حداکثر افزایش را در غلظت فلاونوئیدها موجب شد. در خاک شاهد بین کاربرد باکتری‌های اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس و اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد در حالی که در خاک شور اثر باکتری اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس بیشتر از باکتری اسیدی



شکل ۷- برهمکنش شوری، تلقیح میکوریزی (M) و نوع تلقیح باکتری تیوباسیلوس بر آنتوسیانین

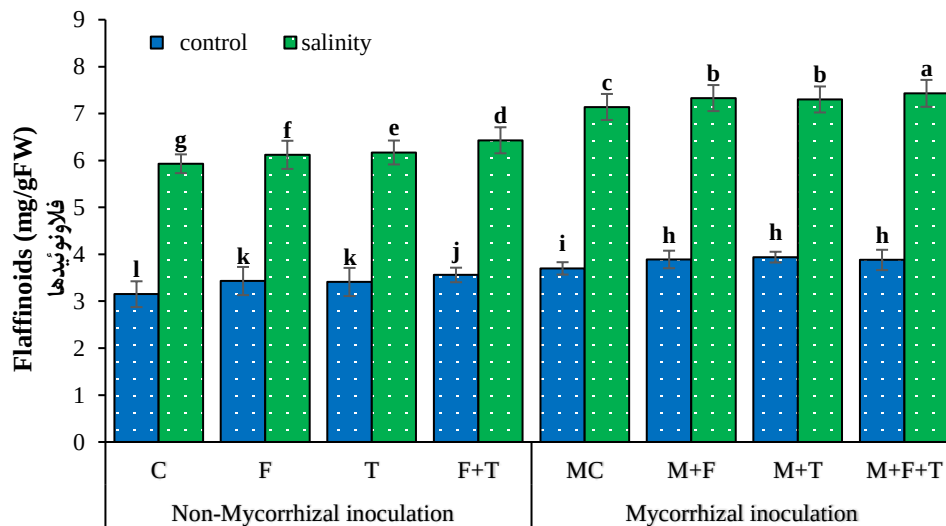
بدون تلقیح باکتری (C)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس (T)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس (F)، تلقیح همزمان دو گونه باکتری (T+F)

Figure 7- Interaction of salinity, mycorrhizal inoculation and bacteria species on Anthocyanin

Non bacteria inoculation (C), inoculation with *Acidithiobacillus thiooxidans* (T), inoculation with *Acidithiobacillus ferrooxidans* (F) and co-inoculation of both bacteria species (T+F)

حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار بین تیمارها است ($P < 0.05$).

Means with the same letters are not significantly different at 5% probability.



شکل ۸- برهمکنش شوری، تلقیح میکوریزی (M) و نوع تلقیح باکتری تیوباسیلوس بر فلاونوئیدها

بدون تلقیح باکتری (C)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس (T)، تلقیح با/اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس (F)، تلقیح همزمان دو گونه باکتری (T+F)

Figure 8- Interaction of salinity, mycorrhizal inoculation and bacteria species on Flavinoids

Non bacteria inoculation (C), inoculation with *Acidithiobacillus thiooxidans* (T), inoculation with *Acidithiobacillus ferrooxidans* (F) and co-inoculation of both bacteria species (T+F)

حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار بین تیمارها است ($P < 0.05$).

Means with the same letters are not significantly different at 5% probability.

هر یک از گونه‌های باکتری اسیدی تیوباسیلوس فرواکسیدانس و اسیدی تیوباسیلوس تیواکسیدانس به تنهایی بر پارامترهای مورد اندازه گیری در خاک شور و شاهد مؤثر بود، تلقیح توأم هر دو گونه باکتری-های اسیدی تیوباسیلوس و قارچ میکوریزا بیشترین تأثیر را بر افزایش کلروفیل، افزایش تولید پرولین، آنتوسیانین‌ها و فلاونوئیدها و کاهش نشت الکترولیت و در نتیجه افزایش تحمل به تنش شوری داشت؛ به عبارت دیگر این باکتری‌ها را می‌توان به‌عنوان باکتری‌های همیار میکوریزا در نظر گرفت که فعالیت آنها می‌تواند عملکرد قارچ میکوریزا را بهبود بخشد. از طرف دیگر همزیستی قارچ میکوریزا ممکن است با تغییر شرایط خاک و محیط پیرامون ریشه، بویژه احتمالاً کاهش pH کارایی این باکتری‌ها را افزایش داده باشد. با این حال، آزمایش‌های بیشتر در محیط‌های گلخانه‌ای و مزرعه با سایر گونه‌های گیاهی برای تأیید این یافته‌ها ضروری است.

سطوح بالاتر فلاونوئید می‌تواند نشان دهنده یک مکانیسم دفاعی در برابر تنش شوری باشد (Geetha et al., 2003). به خوبی مشخص شده است که وقتی گیاهان در وضعیت سالم هستند، محتوای کلروفیل آنها زیاد است و پلی‌فنول‌ها (فلاونوئیدها) نسبتاً کمی در این زمان تولید می‌شوند. هنگامی که گیاهان در معرض شوری قرار می‌گیرند، سنتز کلروفیل مهار می‌شود و تعداد زیادی پلی‌فنل (مانند فلاونوئیدها، فنولیک اسید و پلی‌فنولیک امید) تولید می‌شود که باعث عدم تعادل مواد مغذی در گیاهان می‌شود (Chen et al., 2021a).

نتیجه‌گیری

نتایج این تحقیق نیز نشان دهنده اثر بارز و مشخص قارچ میکوریزا بر افزایش کلروفیل و تولید متابولیت‌های مؤثر بر افزایش تحمل گیاه در برابر تنش شوری بود. علاوه بر این نتایج نشان داد که اگرچه کاربرد

References

1. Abbas, A., Khan, S., Hussain, N., Hanjra, M.A., & Akbar, S. (2013). Characterizing soil salinity in irrigated agriculture using a remote sensing approach. *Physics and Chemistry of the Earth*, 55–57, 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2010.12.004>
2. Abdel Latef, A.A., Shaddad, M.A.K., Ismail, A.M., & Abu Alhmad, M.F.A. (2009). Benzyladenine can alleviate saline injury of two Roselle (*Hibiscus sabdariffa*) cultivars via equilibration of cytosolutes including anthocyanins. *International Journal of Agriculture and Biology*, 11, 151–157
3. Abdel Latef, A.A.H., & Chaoxing, H. (2014). Does inoculation with *Glomus mosseae* improve salt tolerance in pepper plants? *Journal of Plant Growth Regulation*, 33, 644–653. <https://doi.org/10.1007/s00344-014-9414-4>
4. Ai, Y., & Jane, J.L. (2016). Macronutrients in corn and human nutrition. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 15, 581–598. <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12192>
5. Amanifar, S., Khodabandelo, M., Mohseni Fard, E., Askari, M.S., & Ashrafi, M. (2019). Alleviation of Salt Stress and Changes in Glycyrrhizin Accumulation by Arbuscular Mycorrhiza in Liquorice (*Glycyrrhiza glabra*) Grown Under Salinity Stress. *Environmental and Experimental Botany*, 160, 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2019.01.001>
6. Armada, E., Probanza, A., Roldán, A., & Azcón, R. (2016). Native Plant Growth Promoting Bacteria *Bacillus thuringiensis* and Mixed or Individual Mycorrhizal Species Improved Drought Tolerance and Oxidative Metabolism in *Lavandula dentata* Plants. *Journal of Plant Physiology*, 192, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2015.11.007>
7. Arnon, A.N. (1967). Method of Extraction of Chlorophyll in the Plants. *Agronomy Journal*, 23, 112–12.1
8. Asad, S.Q., Tesfaye, E., & Melese, M. (2018). Prospects of Alternative Copping Systems for Salt-Affected Soils in Ethiopia. *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 9, 98–107. <https://doi.org/10.5897/jssem2018.0686>
9. Augé, R.M. (2001). Water Relations, Drought and Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis. *Mycorrhiza*, 11, 3–42. <https://doi.org/10.1007/s005720100097>
10. Barea, J.M., Pozo, M.J., Azcon, R., & Azcon-Aguilar, C. (2005). Microbial Co-Operation in the Rhizosphere. *Journal of Experimental Botany*, 56, 1761–1778. <https://doi.org/10.1093/jxb/eri197>
11. Barin, M., Ali, A.N., & Samadi, A. (2006). Effects of NaCl-Induced and Salts Mixture Salinity on Leaf Proline and Growth of Tomato in Symbiosis with Arbuscular Mycorrhizal Fungi. *ranian Journal of Agriculture Science*, 37(1), 139–147. (In Persian).
12. Bates, L.S., Waldren, R.P., & Teare, I.D. (1973). Rapid determination of free Proline for Water-Stress Studies. *Plant and Soil*, 39, 205–207. <https://doi.org/10.1007/BF00018060>
13. Bharti, N., & Barnawal, D. (2019). Amelioration of salinity stress by PGPR. In: PGPR amelioration in sustainable agriculture. *Food Security and Environmental Management*, 85–106. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815879-1.00005-7>
14. Bothe, H. (2012). Arbuscular mycorrhiza and salt tolerance of plants. *Symbiosis*, 58, 7–16. <https://doi.org/10.1007/s13199-012-0196-9>

15. Bourles, A., Guentas, L., Charvis, C., Gensous, S., Majorel, C., Crossay, T., Cavaloc, Y., Burtet-Sarramegna, V., Jourand, P., & Amir, H. (2020). Co-inoculation with a bacterium and arbuscular mycorrhizal fungi improves root colonization, plant mineral nutrition, and plant growth of a Cyperaceae plant in an ultramafic soil. *Mycorrhiza*, 30, 121–131. <https://doi.org/10.1007/s00572-019-00929-8>
16. Camejo, D., Jiménez, A., Alarcón, J.J., Torres, W., Gómez, J.M., & Sevilla, F. (2006). Changes in photosynthetic parameters and antioxidant activities following heat-shock treatment in tomato plants. *Functional Plant Biology*, 33, 177–187. <https://doi.org/10.1071/FP05067>
17. Campos, P.S., Quartin, V., Ramalho, J.C., & Nunes, M.A. (2003). Electrolyte leakage and lipid degradation account for cold sensitivity in leaves of *Coffea* sp. plants. *Journal of Plant Physiology*, 160, 283–292. <https://doi.org/10.1078/0176-1617-00833>
18. Carter, M.R., & Gregorich, E.G. (2007). *Soil sampling and methods of analysis*. CRC press. <https://doi.org/10.1201/9781420005271>
19. Chen, M., Wang, Y., Chen, G., Ji, R., & Shi, W. (2021a). Effects of nitrogen fertilizer levels on nitrogen balance index and yield of hybrid super rice. *Soils*, 53, 700–706. <https://doi.org/10.13758/j.cnki.tr.2021.04.005>
20. Chen, M., Zhang, S., Liu, L., Wu, L., & Ding, X. (2021b). Combined organic amendments and mineral fertilizer application increase rice yield by improving soil structure, P availability and root growth in saline-alkaline soil. *Soil and Tillage Research*, 212, 105060. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105060>
21. Chon, S.U., Boo, H.O., Heo, B.G., & Gorinstein, S. (2012). Anthocyanin content and the activities of polyphenol oxidase, peroxidase and phenylalanine ammonia-lyase in lettuce cultivars. *International Journal of Food Sciences and Nutrition*, 63, 45–48. <https://doi.org/10.3109/09637486.2011.595704>
22. Chu, T.N., Tran, B.T.H., Van Bui, L., & Hoang, M.T.T. (2019). Plant growth-promoting rhizobacterium *Pseudomonas PS01* induces salt tolerance in *Arabidopsis thaliana*. *BMC Research Notes*, 12, 1–7. <https://doi.org/10.1186/s13104-019-4046-1>
23. Csonka, L.N. (1989). Physiological and genetic responses of bacteria to osmotic stress. *Microbiology Reviews*, 53, 121–147. <https://doi.org/10.1128/mmr.53.1.121-147.1989>
24. Cui, Q., Xia, J., Yang, H., Liu, J., & Shao, P. (2021). Biochar and effective microorganisms promote *Sesbania cannabina* growth and soil quality in the coastal saline-alkali soil of the yellow river Delta, China. *Science of the Total Environment*, 756, 143801. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143801>
25. Daliran, T., Halajnia, A., & Lakzian, A. (2022). Thiobacillus bacteria-enhanced iron biofortification of soybean in a calcareous soil enriched with ferrous sulfate, mill scale, and Pyrite. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 22, 2221–2234. <https://doi.org/10.1007/s42729-022-00804-0>
26. Demidchik, V., Straltsova, D., Medvedev, S.S., Pozhvanov, G.A., Sokolik, A., & Yurin V. (2014). Stress-induced electrolyte leakage: The role of K⁺-Permeable channels and involvement in programmed cell death and metabolic adjustment. *Journal of Experimental Botany*, 65, 1259–1270. <https://doi.org/10.1093/jxb/eru004>
27. Duc, N.H., Csintalan, Z., & Posta, K. (2018). Arbuscular mycorrhizal fungi mitigate negative effects of combined drought and heat stress on tomato plants. *Plant Physiology and Biochemistry*, 132, 297–307. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2018.09.011>
28. Eren, E. (2022). The effect of plant growth promoting rhizobacteria (PGPRs) on yield and some quality parameters during shelf life in white button mushroom (*Agaricus bisporus* L.). *Journal of Fungi*, 27, 10-16. <https://doi.org/10.3390/jof8101016>
29. Eroğlu, G., Cabral, C., Ravnskov, S., Bak Topbjerg, H., & Wollenweber, B. (2020). Arbuscular mycorrhiza influences carbon-use efficiency and grain yield of wheat grown under pre- and post-anthesis salinity stress. *Plant Biology*, 22, 863–871. <https://doi.org/10.1111/plb.13123>
30. FAO. (1947). Food and agriculture organization of the United Nations. *International Organization*, 1, 350–353. <https://doi.org/10.1017/S0020818300006160>
31. Fazal, A., & Bano, A. (2016). Role of plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR), biochar, and chemical fertilizer under salinity stress. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 47, 1985–1993. <https://doi.org/10.1080/00103624.2016.1216562>
32. Frey-Klett, P., Garbaye, J., & Tarkka, M. (2007). The mycorrhiza helper bacteria revisited. *New Phytologist*, 176, 22–36. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02191.x>
33. Garbaye, J. (1994). Tansley Review No. 76 Helper Bacteria: A new dimension to the mycorrhizal symbiosis. *New Phytologist*, 128, 197–210. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1994.tb04003.x>
34. Garcia Junior, O. (1992). O enxofre e suas transformações microbianas. *Microbiol do solo*, 319–329
35. Geetha, S., Sai Ram, M., Mongia, S.S., Singh, V., Ilavazhagan, G., & Sawhney, R.C. (2003). Evaluation of antioxidant activity of leaf extract of Seabuckthorn (*Hippophae rhamnoides* L.) on chromium (VI) induced oxidative stress in albino rats. *Journal of Ethnopharmacology*, 87, 247–251. [https://doi.org/10.1016/S0378-8741\(03\)00154-5](https://doi.org/10.1016/S0378-8741(03)00154-5)
36. Giovannetti, M., & Mosse, B. (1980). An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytologist*, 84, 489–500. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1980.tb04556.x>
37. Hajiboland, R. (2013). Role of arbuscular mycorrhiza in amelioration of salinity. In: Ahmad, P., Azooz, M.M.,

- Prasad, M.N.V. (eds) *Salt Stress in Plants*. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6108-1_13
38. Hameed, A., Dillfuza, E., Abd-Allah, E.F., Hashem, A., Kumar, A., & Ahmad, P. (2014). Salinity stress and arbuscular mycorrhizal symbiosis in plants. In: Miransari, M. (eds) *Use of Microbes for the Alleviation of Soil Stresses*, Volume 1. Springer, New York, NY. 139–159. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-9466-9_7
39. Hamidian, M., Movahhedi-Dehnavi, M., Sayyed, R.Z., Almalki, W.H., Gafur, A., & Fazeli-Nasab, B. (2023). Author correction: Co-application of mycorrhiza and methyl jasmonate regulates morpho-physiological and antioxidant responses of *Crocus sativus* (Saffron) under salinity stress conditions. *Scientific Reports*, 13, 73-78. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-35118-3>
40. He, Z.Q., He, C.X., Zhang, Z.B., Zou, Z.R., & Wang, H.S. (2007). Changes of antioxidative enzymes and cell membrane osmosis in tomato colonized by arbuscular mycorrhizae under NaCl stress. *Colloids Surfaces B: Biointerfaces*, 59, 128–133. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2007.04.023>
41. Heydari, S., & Pirzad, A. (2021a). Improvement of the yield-related response of mycorrhized *Lallemantia iberica* to salinity through sulfur-oxidizing bacteria. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 101, 3758–3766. <https://doi.org/10.1002/jsfa.11007>
42. Heydari, S., & Pirzad, A. (2021b). Efficiency of *Funneliformis mosseae* and *Thiobacillus* sp. on the secondary metabolites (essential oil, seed oil and mucilage) of *Lallemantia iberica* under salinity stress. *Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 96, 249–259. <https://doi.org/10.1080/14620316.2020.1833764>
43. Heydari, S., & Pirzad, A. (2020). Mycorrhizal fungi and *Thiobacillus* co-inoculation improve the physiological indices of *Lallemantia iberica* under salinity stress. *Current Microbiology*, 77, 2523–2534. <https://doi.org/10.1007/s00284-020-02034-y>
44. Jahantigh, O., Najafi, F., Naghdi Badi, H.A., Khavari-Nejad, R.A., & Sanjarian, F. (2016). Changes in antioxidant enzymes activities and proline, total phenol and anthocyanine contents in *Hyssopus officinalis* L. plants under salt stress. *Biologia Futura*, 67, 195–204. <https://doi.org/10.1556/018.67.2016.2.7>
45. Jaleel, C.A., Manivannan, P., Lakshmanan, G.M.A., Sridharan, R., & Panneerselvam, R. (2007). NaCl as a physiological modulator of proline metabolism and antioxidant potential in *Phyllanthus amarus*. *Comptes Rendus Biologies*, 330, 806–813. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2007.08.009>
46. Kandpal, G. (2021). Review on impact of chemical fertilizers on environment. *International Journal of Modern Agriculture*, 10(1), 758–763.
47. Karlidag, H., Yildirim, E., Turan, M., Pehlivan, M., & Donmez, F. (2013). Plant growth-promoting rhizobacteria mitigate deleterious effects of salt stress on strawberry plants (*Fragaria ananassa*). *HortScience*, 48, 563–567. <https://doi.org/10.21273/hortsci.48.5.563>
48. Kaur, S., Tiwari, V., Kumari, A., Chaudhary, E., Sharma, A., Ali, U., & Garg, M. (2023). Protective and defensive role of anthocyanins under plant abiotic and biotic stresses: An emerging application in sustainable agriculture. *Journal of Biotechnology*, 361, 12–29. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2022.11.009>
49. Koç, A., Balci, G., Ertürk, Y., Keles, H., Bakoğlu, N., & Ercişli, S. (2016). Influence of arbuscular mycorrhizae and plant growth promoting rhizobacteria on proline content, membrane permeability and growth of strawberry (*Fragaria x ananassa* Duch.) under salt stress. *Journal of Applied Botany and Food Quality*, 89, 89-97. <https://doi.org/10.5073/JABFQ.2016.089.011>
50. Krizek, D.T., Britz, S.J., & Mirecki, R.M. (1998). Inhibitory effects of ambient levels of solar UV-A and UV-B radiation on growth of CV. new red fire lettuce. *Plant Physiology*, 103, 1–7. <https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.1998.1030101.x>
51. Kumar, S. (2012). Assay guided comparison for enzymatic and non-enzymatic antioxidant activities with special reference to medicinal plants. *Antioxidant Enzyme*, 14, 382–400. <https://doi.org/10.5772/50782>
52. Labbé, J.L., Weston, D.J., Dunkirk, N., Pelletier, D.A., & Tuskan, G.A. (2014). Newly identified helper bacteria stimulate ectomycorrhizal formation in populus. *Front Plant Science*, 5, 579. <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00579>
53. Lei, P., Xu, Z., Liang, J., Luo, X., Zhang, Y., Feng, X., & Xu, H. (2016). Poly (γ-glutamic acid) enhanced tolerance to salt stress by promoting proline accumulation in *Brassica napus* L. *Plant Growth Regulation*, 78, 233–241. <https://doi.org/10.1007/s10725-015-0088-0>
54. Li, P., Qian, H., Howard, K.W.F., & Wu, J. (2015). Building a new and sustainable ‘silk road economic Belt’ *Environmental Earth Sciences*, 74, 7267–7270. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4739-2>
55. Liu, H., Tang, H., Ni, X., Zhang, Y., & Wang, Y. (2022). Impact of an arbuscular mycorrhizal fungal inoculum and exogenous methyl jasmonate on the performance of tall fescue under saline-alkali condition. *Frontiers in Microbiology*, 13, 902667. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.902667>
56. Mamba, S.F., Salam, A., & Peter, G. (2016). Farmers’ perception of climate change a case study in Swaziland. *Journal of Food Security*, 3, 47–61. <https://doi.org/10.12691/jfs-3-2-3>
57. Mcfarland, J. (1907). The nephelometer: An instrument for estimating the number of bacteria in suspensions used for calculating the opsonic index and for vaccines. *The Journal of the American Medical Association*, XLIX, 1176–1178. <https://doi.org/10.1001/jama.1907.25320140022001f>

58. Mohamed, A.A., Eweda, W.E.E., Heggo, A.M., & Hassan, E.A. (2014). Effect of dual inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi and sulphur-oxidising bacteria on onion (*Allium cepa* L.) and maize (*Zea mays* L.) grown in sandy soil under green house conditions. *Annals of Agricultural Sciences*, 59, 109–118. <https://doi.org/10.1016/j.aosas.2014.06.015>
59. Heidari, M. (2011). Effects of salinity stress on growth, chlorophyll content and osmotic components of two Basil (*Ocimum basilicum* L.) genotypes. *African Journal of Biotechnology*, 11, 379–384. <https://doi.org/10.5897/ajb11.2572>
60. Mostafavian, S.R., Pirdashti, H., Ramzanpour, M.R., Andarkhor, A.A., & Shahsavari, A. (2008). Effect of mycorrhizae, *Thiobacillus* and sulfur nutrition on the chemical composition of soybean [*Glycine max* (L.) Merr. Seed. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 11, 826–835. <https://doi.org/10.3923/pjbs.2008.826.835>
61. Oliveira, M de S., da Silva Campos, M.A., de Albuquerque, U.P., & da Silva, F.S.B. (2013). Arbuscular Mycorrhizal Fungi (AMF) Affects Biomolecules Content in *Myracrodruon urundeuva* Seedlings. *Industrial Crops and Products*, 50, 244–247. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2013.07.041>
62. Phillips, J.M., & Hayman, D.S. (1970). Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British Mycological Society*, 55, 158–IN18. [https://doi.org/10.1016/s0007-1536\(70\)80110-3](https://doi.org/10.1016/s0007-1536(70)80110-3)
63. Pirzad, A., & Mohammadzadeh, S. (2018). Water use efficiency of three mycorrhizal Lamiaceae species (*Lavandula officinalis*, *Rosmarinus officinalis* and *Thymus vulgaris*). *Agricultural Water Management*, 204, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.03.020>
64. Pokorna, D., & Zabranska, J. (2015). Sulfur-oxidizing bacteria in environmental technology. *Biotechnology Advances*, 33, 1246–1259. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.02.007>
65. Rahimzadeh, S., Sohrabi, Y., Heidari, G., Pirzad, A., & Ghassemi Golezani, K. (2016). Effect of bio-fertilizers on the essential oil yield and components isolated from *Dracocephalum moldavica* L. using nanoscale injection method. *Journal of Essential Oil Bearing Plants*, 19, 529–541. <https://doi.org/10.1080/0972060X.2014.935057>
66. Ratti, N., Verma, H.N., & Gautam, S.P. (2010). Effect of *Glomus* species on physiology and biochemistry of *Catharanthus roseus*. *Indian Journal of Microbiology*, 50, 355–360. <https://doi.org/10.1007/s12088-010-0012-2>
67. Santander, C., Sanhueza, M., Olave, J., Borie, F., Valentine, A., & Cornejo, P. (2019). Arbuscular mycorrhizal colonization promotes the tolerance to salt stress in lettuce plants through an efficient modification of ionic balance. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 19, 321–331. <https://doi.org/10.1007/s42729-019-00032-z>
68. Sarker, U., Islam, M.T., & Oba, S. (2019). Salinity Stress Accelerates Nutrients, Dietary Fiber, Minerals, Phytochemicals and Antioxidant Activity in *Amaranthus tricolor* Leaves. *PLoS One*, 13, e0206388. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206388>
69. Singh, J., & Thakur, J.K. (2018). Photosynthesis and Abiotic Stress in Plants. In: Vats, S. (eds) *Biotic and Abiotic Stress Tolerance in Plants*. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-9029-5_2
70. Wagner, G.J. (1979). Content and Vacuole/Extravacuole Distribution of Neutral Sugars, Free Amino Acids, and Anthocyanin in Protoplasts. *Plant Physiology*, 64, 88–93. <https://doi.org/10.1104/pp.64.1.88>
71. Wang, Y.F., Wang, S.P., Cui, X.Y., Chen, Z.Z., Schnug, E., & Haneklau, S. (2003). Effects of sulphur supply on the morphology of shoots and roots of alfalfa (*Medicago sativa* L.). *Grass and Forage Science*, 58, 160–167. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2494.2003.00366.x>
72. Zhang, T., Hu, Y., Zhang, K., Tian, C., & Guo, J. (2018) Arbuscular mycorrhizal fungi improve plant growth of *Ricinus communis* by altering photosynthetic properties and increasing pigments under drought and salt stress. *Industrial Crops and Products*, 117, 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.02.087>

The Effect of Different Land Uses on the Characteristics of the Organic and Mineral Soil Layer in the West of Mazandaran

Y. Kooch^{1*}, A. Shahpiri², K. Haghverdi³

1 and 2- Associate Professor and Ph. D. Student, Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran, respectively.

3- Assistant Professor, Department of Wood and Paper Science and Technology, Karaj Branch, Islamic Azad University, Karaj, Iran

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

Received: 12-11-2023
Revised: 09-12-2023
Accepted: 12-12-2023
Available Online: 12-12-2023

How to cite this article:

Kooch, Y., Shahpiri, A., & Haghverdi, K. (2024). The effect of different land uses on the characteristics of the organic and mineral soil layer in the west of Mazandaran. *Journal of Water and Soil*, 38(1), 105-126. (In Persian with English abstract).
<https://doi.org/10.22067/jsw.2023.85316.1358>

Introduction

Forests, encompassing approximately 30% of the Earth's land area, hold significant ecological importance due to their rich biodiversity and the multitude of environmental services they provide. These ecosystems outperform other terrestrial habitats, making them invaluable to all life forms on our planet. The destruction of forest habitats and changes in land use patterns exert significant impacts on the variability of soil quality indicators. The consequence of forest degradation encompass various adverse consequences, including the destruction of wildlife habitats, climate change, global warming, diminishing plant and animal biodiversity, and reduced water conservation capacity. Extensive research has been conducted to investigate soil quality in diverse land uses within temperate regions. However, there is a noticeable scarcity of studies focusing on semi-arid regions. It is imperative to note that a comprehensive and practical assessment of soil condition necessitates the simultaneous measurement of physical, chemical, and biological indicators. Such an integrated approach ensures a thorough and effective evaluation of soil quality. The primary objective of this study was to assess the impact of various land uses, namely natural forest (*C. betulus* - *P. persica*), plantation (*Q. castaneifolia*), garden, rangeland, and agricultural lands (rice), on the physical, chemical, and biological properties of the organic and mineral soil layers. Specifically, the investigation focused on the evaluation of fauna and flora, microbial communities, and enzyme activities. The study was conducted in the semi-arid region of Kajur Nowshahrmourad.

Materials and Methods

To achieve this objective, contiguous sections of the study area were carefully chosen, ensuring minimal variations in height above sea level, percentage and direction of slope. Subsequently, three slice of one-hectare dimension plots (100 × 100) were selected within each study habitat, with a minimum distance of 600 meters between them. From each one-hectare plot, four leaf litter samples and four soil samples (30 cm × 30 cm, 10 cm depth) were collected and transported to the laboratory for analysis. In total, 12 litter samples and 12 soil samples were collected from each of the habitats. The soil samples were divided into two parts: one part was air-dried and then passed through a 2 mm sieve for subsequent physical and chemical testing, while the other part was stored at 4 degrees Celsius for biological assessments. One-way analysis of variance tests were employed to compare



©2023 The author(s). This is an open access article distributed under [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source.

<https://doi.org/10.22067/jsw.2023.85316.1358>

the characteristics of the organic layer and soil among the studied habitats. Furthermore, Duncan's test ($P>0.05$) was utilized to compare the average parameters that exhibited significant differences among the different habitats.

Results and Discussion

The findings derived from this investigation underscore the substantial variability in organic layer characteristics across different vegetation types. Natural forests emerged as the most prominent in terms of thickness, nitrogen content, and calcium concentration, whereas agricultural areas exhibited the lowest values. Grassland areas displayed the highest carbon content and carbon-to-nitrogen ratio, while agricultural and natural forest areas demonstrated comparatively lower values. Agricultural lands demonstrated elevated bulk density and sand content, whereas natural forests exhibited the lowest values. Notably, natural forests showcased the highest porosity, aggregate stability, silt percentage, and macro- and micro-aggregate quantities, while agricultural areas presented the lowest values. Chemical analysis of the soil indicated that natural forests recorded the highest values for most chemical characteristics, while agricultural lands displayed the lowest values. Biological attributes generally exhibited the highest levels in natural forests and the lowest levels in agricultural areas. Specifically, the abundance and biomass of epigeic and endogeic fauna did not exhibit significant differences among different land uses during the summer season. Managed forests demonstrated the highest values for moisture content, basal respiration, substrate-induced respiration, and microbial biomass carbon. Conversely, agriculture exhibited the lowest values in these regards. The microbial biomass carbon-to-nitrogen ratio was highest in agricultural areas, while natural forests displayed the lowest value. Natural forests displayed the highest values for most nitrogen transformation characteristics, whereas agricultural areas exhibited the lowest values. Nitrogen nitrification and mineralization showed a decreasing trend across different land uses during the summer and autumn seasons. The type of vegetation cover also significantly influenced the variability of soil ammonium and nitrate levels.

Conclusion

Based on the results obtained from this study, it can be inferred that the preservation and conservation of natural forest cover should be given utmost importance. Additionally, in degraded areas, the establishment of woody vegetation can serve as a viable approach for the restoration of ecosystems with similar ecological conditions. Furthermore, the presence of tree covers, specifically *C. betulus* and *P. persica*, is of greater significance compared to rangeland and agricultural land uses in enhancing soil fertility and creating favorable biological conditions. As a result, this research provides valuable insights into the impact of different land uses on the characteristics of the organic and mineral soil layers in mountainous habitats. The information obtained can be instrumental in guiding natural resource managers and offering practical assistance in decision-making processes.

Keywords: Land cover, Rangeland, Microbial activity, Soil carbon and nitrogen mineralization

اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک در غرب مازندران

یحیی کوچ^{۱*} - عاطفه شه‌پیری^۲ - کتایون حق‌وردی^۳

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۸/۲۱

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۹/۲۱

چکیده

تخریب رویشگاه‌های جنگلی و تغییر کاربری اراضی می‌تواند اثرات برجسته‌ای در تغییرپذیری شاخص‌های کیفیت خاک داشته باشد. گزارش‌های اندکی از بررسی کیفیت خاک در کاربری‌های مختلف اراضی مشاهده می‌شود. بر همین اساس، پژوهش حاضر به مطالعه اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک در کجور نوشهر انجام شد. ویژگی‌های مختلف خاک در رویشگاه جنگلی طبیعی ممرز-انجیلی، جنگل کاری بلندمازو، اراضی‌های باغی، مرتعی و کشاورزی (برنج) در منطقه نیرنگ نوشهر، استان مازندران مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور، در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری (۱۰۰ متر × ۱۰۰ متر) با فواصل حداقل ۶۰۰ متر انتخاب شدند. در هر یک از قطعات یک هکتاری، تعداد ۴ نمونه از لایه آلی و معدنی خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) برداشت شد و در مجموع از هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه تعداد ۱۲ نمونه لاشبرگ و ۱۲ نمونه خاک جهت تجزیه و تحلیل به آزمایشگاه منتقل گردید. نتایج حاکی از اثرات معنی‌دار کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و خاک بود. مطابق با یافته‌های پژوهش حاضر، مقادیر بالاتر محتوی نیتروژن، فسفر، کلسیم، منیزیم و پتاسیم لایه آلی منجر به بهبود مشخصه‌های حاصلخیزی خاک، فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی، جمعیت کرم‌های خاکی، تعداد نمادهای خاکزی و زی‌توده ریزش، تحت جنگل طبیعی شده است. در حالی که رویشگاه‌های مرتعی و کشاورزی با تولید مواد آلی با محتوی بالای کربن و نسبت کربن به نیتروژن منجر به کاهش تجزیه مواد آلی (ضخامت بیشتر لایه آلی) و در نتیجه کاهش مشخصه‌های مذکور لایه معدنی خاک شدند. با توجه به یافته‌های این پژوهش می‌توان نتیجه گرفت که حفاظت از پوشش جنگلی طبیعی باید مورد توجه قرار گیرد، ضمن اینکه در مناطق تخریب یافته می‌توان از پوشش گیاهی چوبی برای احیای مناطق با شرایط اکولوژیکی مشابه استفاده کرد.

واژه‌های کلیدی: پوشش اراضی، رویشگاه مرتعی، فعالیت میکروبی، معدنی‌شدن کربن و نیتروژن خاک

مقدمه

آب و هوایی را کنترل می‌کنند (Aguilar-Fernández et al., 2020). در طی سالیان گذشته این رویشگاه‌ها بخاطر دخالت‌های انسانی، استفاده‌های بی‌رویه، حضور دام، تغییر کاربری اراضی با اهدافی نظیر استفاده از معادن، ایجاد اراضی کشاورزی و بهره‌برداری بیش از توان تولید رویشگاه مورد تخریب قرار گرفته است که با توجه به رشد جمعیت و توسعه صنایع این روند رو به رشد می‌باشد (Tengberg et al., 2013; Meyfroidt et al., 2012). میزان تخریب و تغییر کاربری جنگل‌ها به گزارش فائو ۱۳ میلیون هکتار در سال برآورد شده است.

جنگل‌ها حدود ۳۰ درصد از کره زمین را پوشش می‌دهند و به علت تنوع زیستی و خدمات زیست‌محیطی نسبت به سایر بوم‌سازگان‌ها عملکرد مناسب‌تری دارند و برای همه موجودات زنده بر روی زمین بسیار ارزشمند هستند (Kooch et al., 2023). در واقع، جنگل‌ها به عنوان ریه‌های زمین عمل می‌کنند و به‌طور مداوم جذب، ذخیره و تبدیل دی اکسید کربن (CO₂) به اکسیژن را سبب می‌شوند که به کاهش غلظت گازهای گلخانه‌ای در جو زمین کمک کرده و در نهایت تغییرات

۱ و ۲- به ترتیب دانشیار و دانشجوی دکتری علوم مرتع، گروه مرتداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: yahya.kooch@modares.ac.ir)

۳- استادیار، گروه علوم و صنایع چوب و کاغذ، واحد کرج، دانشگاه آزاد اسلامی، کرج، ایران

بدنبال تخریب جنگل، کاربری‌های متفاوتی ایجاد شد که متداول‌ترین نوع کاربری‌ها امروزه به شکل‌های مرتع، کشاورزی و باغ مشاهده می‌گردد (Parsapour et al., 2018; Azizi Mehr et al., 2020).

از پیامدهای منفی تغییر کاربری و تخریب جنگل‌ها می‌توان به تخریب زیست‌گاه‌های حیات وحش، تغییر اقلیم و گرمایش جهانی، کاهش تنوع زیستی گیاهی و جانوری، کاهش ظرفیت حفظ آب، افزایش آلودگی‌های منابع آب زیرزمینی، اختلال در ترکیب جوامع جانوری و گیاهی، امکان هجوم آفات و بیماری‌ها و افزایش اراضی بیابانی اشاره کرد (Yue et al., 2013). تغییراتی که پس از جنگل‌تراشی و اجرای عملیات زراعی در منطقه اتفاق می‌افتد می‌تواند منجر به کاهش مواد آلی خاک، فرسایش خاک، ایجاد رواناب، کاهش فعالیت میکروبی، فرسایش خاک و کاهش میزان تخلخل و نفوذپذیری خاک گردد (Singha et al., 2020). از این رو انجام جنگل‌کاری با گونه‌های مختلف درختی می‌تواند به‌عنوان یک اقدام مناسب برای بازسازی این مناطق تخریب شده مورد توجه قرار گیرد. تخریب رویشگاه‌های جنگلی، تغییر کاربری و بازسازی این مناطق تخریب شده به‌وسیله جنگل‌کاری با تغییر در نوع پوشش گیاهی و مواد آلی ورودی با کیفیت متفاوت، اثرات متفاوتی بر کیفیت خاک دارند (Kooch et al., 2020). از این رو، بررسی کیفیت و میزان مواد آلی ورودی، به‌منظور ارزیابی وضعیت خاک در رویشگاه‌های با پوشش‌های مختلف اهمیت بسیاری دارد.

کیفیت خاک برآیندی از مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک است (Kooch et al., 2023). بنابراین برای ارزیابی کامل، کاربردی و مؤثر کیفیت خاک باید مشخصه‌های مختلف خاک به‌طور همزمان مورد بررسی قرار گیرند. خواص فیزیکی و شیمیایی خاک جز مؤلفه‌های خیلی مهم اکوسیستم‌ها است (Osman, 2013). بطوری‌که تخریب جنگل و تبدیل آن به اراضی کشاورزی می‌تواند اثر منفی بر روی این مشخصه‌ها داشته باشد (Kooch & Noghre, 2020). افزایش جرم مخصوص ظاهری، کاهش تخلخل، نفوذپذیری و فرسایش بیشتر خاک به دنبال تخریب عرصه‌های جنگلی رخ می‌دهد (Osman, 2013). فرسایش خاک به ویژگی‌های زیادی مانند اندازه ذرات خاک، نفوذپذیری و رطوبت خاک وابسته است و تغییر کاربری به مقدار زیادی این ویژگی‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد. همچنین تغییر کاربری جنگل به دلیل کاهش پوشش گیاهی سبب می‌شود که پایداری خاکدانه‌ها کاهش یافته و ساختمان خاک تخریب شود (Zeraatpisheh et al., 2020). تغییر کاربری اراضی می‌تواند از طریق تخریب پوشش گیاهی و کاهش لایه آلی، بر روی ماده آلی اثر گذار باشد. بنابراین محتوی ماده آلی و پویایی آن در خاک یک مشخصه ضروری برای ارزیابی تغییرات در مورد انواع پوشش‌های گیاهی است (Zhao et al., 2021). عناصر غذایی خاک دارای نقش‌های ویژه و ضروری در سوخت و ساز گیاه می‌باشند. تغییر خصوصیات شیمیایی خاک از طریق مواد آلی ورودی به لایه آلی خاک با ترکیبات شیمیایی مختلف بر مشخصه‌های

شیمیایی خاک اثرگذارند (Hessen et al., 2013). مرور منابع حاکی از آنست که تغییر کاربری و تخریب پوشش‌های گیاهی باعث کاهش ورود بقایای گیاهی تازه به خاک شده و منجر به بروز تغییرات قابل توجه در ویژگی‌های شیمیایی شده است (Meyfroidt et al., 2013; Schelfhout et al., 2017). تغییر پوشش‌های گیاهی سبب کاهش هدایت الکتریکی و هدر رفت کربن آلی خاک می‌شود (Fenetahun et al., 2021).

فون و فلور خاک یکی از مهم‌ترین اجزا اکوسیستم خاک محسوب می‌شود و بسیار حساستر به اکوسیستم و دخالت‌های انسانی و تغییر پوشش‌های گیاهی هستند و خیلی سریع‌تر واکنش نشان می‌دهند (Kooch et al., 2022). مشخصه‌های زیستی در رویشگاه‌های مختلف تحت تأثیر پارامترهای زیادی از جمله نوع پوشش گیاهی، مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، ضخامت لایه آلی و نوع مدیریت قرار دارد (Sohrabi et al., 2022). تأثیر بسزایی بر چرخه عناصر غذایی و حاصل‌خیزی خاک دارد (Yue et al., 2013). از این رو، ارزیابی ریزجاندانان خاک می‌تواند به‌عنوان ابزاری برای بررسی کیفیت زیستی خاک و تغییر کاربری بکار رود (Parsapour et al., 2018; Fenetahun et al., 2021). پژوهش‌ها حاکی از آنست که، فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی، به‌عنوان شاخص‌های بسیار حساس به تغییرات میزان ماده آلی خاک، تغییر و تخریب کاربری اراضی تأکید شده است (Kooch et al., 2017; Berkelmann et al., 2020).

اگرچه پژوهش‌هایی در ارتباط با تغییر کاربری صورت گرفته است اما اکثر این تحقیقات بیشتر بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تأکید داشته‌اند (Kooch et al., 2017; Fenetahun et al., 2021; Kooch & Ghaderi, 2023). در حالی که ویژگی‌های زیستی خاک (که شاخص‌های حساس‌تری نسبت به تغییر و تخریب رویشگاه‌ها هستند) کمتر مورد توجه قرار گرفته‌اند. از این رو، در تحقیق حاضر تلاش شد علاوه بر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، پارامترهای زیستی نیز مورد بررسی قرار گیرد. بر همین اساس در پژوهش حاضر اثر کاربری‌های مختلف اراضی از جمله رویشگاه جنگلی طبیعی ممرز-انجیلی، جنگل‌کاری بلندمازو، اراضی‌های باغی، مرتعی و کشاورزی (برنج)، بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک شامل خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و زیستی (فون و فلور، میکروبی و آنزیمی) مورد بررسی قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

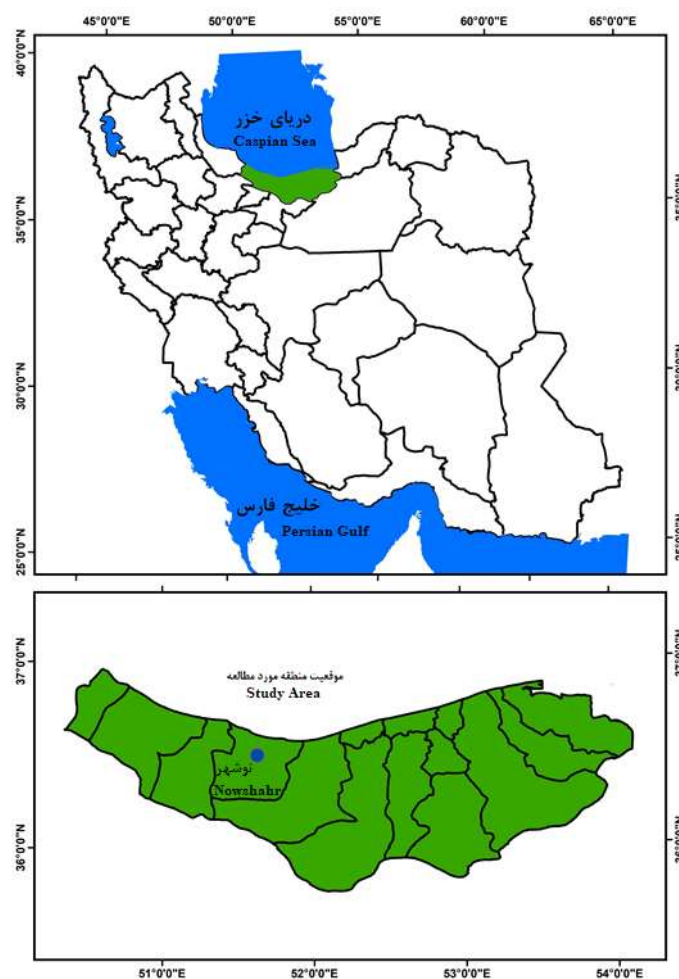
منطقه مورد مطالعه

پژوهش حاضر در حوزه اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان مازندران- نوشهر، منابع طبیعی واحد خیرودکنار در حوزه آبخیز ۴۵ گلندرد، طرح جنگلداری نیرنگ، سری ۷ با عرض جغرافیایی

دارای منشأ مادری آهکی و مارنی و در بعضی نقاط شیل‌های ذغالی می‌باشد. سری مربوطه دارای خاکی تکامل یافته و نسبتاً عمیق تا عمیق و در نقاط مرتفع بعضاً کم عمق، بافت خاک عموماً نیمه‌سنگین تا سنگین با درصد رس بیش از ۳۰ تا ۳۵ درصد می‌باشد. پوشش‌های اراضی مورد مطالعه در این تحقیق عبارتند از:

- ۱- جنگلی طبیعی ممز- انجیلی
- ۲- جنگل کاری بلندمازو
- ۳- اراضی باغی
- ۴- اراضی مرتعی
- ۵- اراضی کشاورزی (برنج)

"۴۰،۳۰'،۳۶° و "۲۵،۲۸'،۵۱° و طول جغرافیایی "۳۰،۳۷'،۳۶° و "۳۰،۲۶'،۵۱° به مساحت ۲۵۴۴ هکتار با حداقل ارتفاع از سطح دریا ۵۰ متر و حداکثر ارتفاع از سطح دریا ۱۴۲۰ متر، در محدوده ۵ کیلومتری شهرستان نوشهر واقع شده است. براساس گزارش نزدیکترین ایستگاه هواشناسی، ایستگاه کلیماتولوژی نوشهر، میزان بارندگی سالیانه در این محدوده ۱۳۰۰ میلی‌متر بوده که حداقل آن در تیر و حداکثر آن در مهرماه است. گرمترین ماه سال، تیر و مرداد با میانگین دمای ۲۹/۲ درجه سانتی‌گراد و سردترین ماه سال، بهمن با میانگین دمای ۲/۶ درجه سانتی‌گراد است. همچنین میانگین دمای سالانه برابر با ۱۵/۹ درجه سانتی‌گراد ثبت شده است. بطور کلی خاک‌های منطقه مورد بررسی



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در استان مازندران، شمال ایران

Figure 1- Location of the study area in Mazandaran Province, north of Iran

نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی

به منظور بررسی اثرات پوشش‌های اراضی بر مشخصه‌های مختلف لایه‌های آلی و معدنی خاک، پس از بررسی‌های اولیه و بازدیدهای میدانی، بخش‌هایی از اراضی فوق‌الذکر انتخاب شد که به صورت پیوسته با هم بوده و حداقل اختلاف ارتفاع از سطح دریا، حداقل تغییر درصد و جهت شیب در آن‌ها مشاهده شد. بدین منظور در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری با فواصل حداقل ۶۰۰ متر انتخاب شدند. در هر یک از قطعات یک هکتاری (100×100)، تعداد ۴ نمونه از لایه آلی (لاشبرگ یا لاشه‌ریزه سطح زمین در محل نمونه‌برداری خاک می‌باشد) و معدنی خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر $\times$ ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) برداشت و در مجموع از هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه تعداد ۱۲ نمونه لایه آلی و ۱۲ نمونه خاک جهت تجزیه و تحلیل به آزمایشگاه منتقل شد. یک بخش از نمونه‌های خاک جهت انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، پس از هوا خشک شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شده و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌های زیستی تا زمان آزمایش در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد (Kooch & Noghre, 2020).

ضخامت لایه بستر در عرصه، مقدار کربن لایه آلی (لاشبرگ یا لاشه‌ریزه) به روش احتراق (Nilsson et al., 1999) و مقدار نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و مینریم لاشبرگ به روش معدنی‌سازی نمونه‌ها (Bremner & Mulvaney, 1982) در محیط آزمایشگاه اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری رطوبت خاک قبل از هوا خشک شدن به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد خشک شدند (Tavakoli et al., 2018a). دمای خاک نیز با استفاده از دماسنج دیجیتال برای عمق مورد مطالعه در زمان نمونه‌برداری اندازه‌گیری گردید (Zancan et al., 2006). جرم مخصوص ظاهری به روش کلوخه و جرم مخصوص حقیقی به روش پیکنومتری (Blake & Hartge, 1986) اندازه‌گیری و سپس تخلخل خاک محاسبه شد (Pires et al., 2014). پایداری خاکدانه‌ها به روش بودر (Kemper & Rosenau, 1986) و بافت خاک به روش هیدرومتری اندازه‌گیری شد (Six et al., 2002). واکنش به روش پتانسیومتری از طریق دستگاه pH متر الکتریکی، هدایت الکتریکی به وسیله EC سنج، کربن آلی خاک به روش والکلی-بلاک (Allison, 1975) و نیتروژن کل به روش کجلدال (Bremner & Mulvaney, 1982) اندازه‌گیری شدند. میزان ذخیره کربن از رابطه $Cstock = 10000 \times OC \times Bd \times D$ و ذخیره نیتروژن از رابطه $Nstock = 10000 \times N \times Bd \times D$ (Wang & Dalal, 2006) محاسبه شد. در این معادلات، Cstock و Nstock به ترتیب ذخیره کربن و نیتروژن (مگاگرم بر هکتار)، OC، کربن آلی (درصد)، N، نیتروژن کل (درصد)، Bd، جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب)، D، عمق نمونه‌برداری خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر $\times$ ۳۰ سانتی‌متر)

متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) می‌باشند. فسفر به روش اولسن (Chapman & Pratt, 1962)، پتاسیم، کلسیم و مینریم قابل جذب خاک با استفاده از روش جذب اتمی اندازه‌گیری شد (Bower et al., 1952). کربن و نیتروژن آلی ذره‌ای با روش کاهش وزن (Nelson & Sommers, 1983) به وسیله سوزاندن تعیین شد. پس از تعیین مقدار خاکدانه‌های میکرو (ذرات کوچکتر از 0.25 میلی‌متر) و ماکرو (ذرات بزرگتر از 0.25 میلی‌متر) به روش الک تر (Elliott & Cambardella, 1991)، روش والکی-بلاک برای اندازه‌گیری مقادیر کربن و نیتروژن موجود در خاکدانه‌های میکرو و ماکرو مورد استفاده قرار گرفت (Page et al., 1975). کربن و نیتروژن آلی محلول به وسیله دستگاه تجزیه کربن آلی (Shimadzu TOC-550A) اندازه‌گیری شد (Jones & Willett, 2006). شاخص مدیریت کربن به روش بلیر و همکاران (Blair et al., 1995) بدست آمد. مقدار زی‌توده درشت‌ریشه‌ها (قطر بالای ۲ میلی‌متر) و ریزریشه‌ها (قطر کمتر از ۲ میلی‌متر) در متر مربع برای هر رویشگاه به دست آمد (Neatrour et al., 2005). از روش انکوباسیون آزمایشگاهی برای سنجش فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اینورتاز استفاده شد (Alef & Nannipieri, 1995).

مشخصه‌های اقلیمی (رطوبت، حرارت) و زیستی خاک در دو فصل تابستان (مرداد) و پاییز (آبان) مورد بررسی قرار گرفت. برای شناسایی کرم‌های خاکی از روی شکل ظاهری، هر یک از آنها ابتدا به صورت دستی از خاک جدا و پس از شستشو در آب در ظروف حاوی الکل نگهداری شد. با توجه به مشخصه‌های ریخت‌شناسی (اندازه، طول و رنگ بدن) و همچنین مشخصه‌هایی نظیر محل قرارگیری و شکل گلیتوم، محل قرارگیری اندام‌های جنسی روی سگمنت‌ها و گلیتوم، شکل و نوع اندام‌های جنسی و دیگر مشخصات ظاهری، کرم‌های خاکی مورد شناسایی قرار گرفت (Bayranvand et al., 2017). نمونه‌های جمع‌آوری شده کرم‌های خاکی تمیز و شمارش شد، در پاکت‌های مقوایی قرار داده شده و به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۶۰ درجه سلسیوس خشک شد و سپس وزن آن‌ها به وسیله ترازو تا دقت میلی‌گرم اندازه‌گیری شد (Kooch et al., 2017). شمارش کنه‌ها و پادمان‌ها به روش قیف برلیز، نماتدهای خاکزی با استفاده از تکنیک قیف بیرمن و سانتریفیوژ (Neher et al., 2005)، پروتوزوئ‌های خاک بوسیله میکروسکوپ با بزرگنمایی ۵۰ (Adl et al., 2006)، جمعیت باکتری‌ها و قارچ‌های خاکزی به روش کشت (Wollum, 1982) در محیط آزمایشگاه ثبت شد. تنفس پایه خاک با استفاده از روش بطری درسته (Alef & Nannipieri, 1995) و تنفس برانگیخته خاک، همانند روش تنفس پایه با اضافه کردن میزان ۱ میلی‌لیتر گلوکز ۱ درصد برای هر نمونه خاک ۱۰ گرمی اندازه‌گیری شد (Anderson & Domsch, 1990). کربن و نیتروژن زی‌توده میکروبی خاک نیز به روش تدخین

مواد آلی ورودی، چرخه مواد غذایی خاک و خدمات اکوسیستم را به مقدار قابل توجهی تحت تأثیر قرار می‌دهند (Aguilar-Fernández et al., 2020; Kooch & Ghaderi, 2023). با توجه به بررسی‌های انجام شده، کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی در رویشگاه‌ها تحت تأثیر پوشش‌های گیاهی مختلف نیز تغییر می‌کند (Parsapour et al., 2018; Berkelmann et al., 2020). بنابراین تغییرات در ویژگی‌های مواد آلی ورودی تحت رویشگاه‌های مختلف در تحقیق حاضر می‌تواند به دلیل تفاوت در نوع گونه و پوشش گیاهی باشد. همسو با نتایج این تحقیق، گالیندو و همکاران (Galindo et al., 2022) بیان کردند که رویشگاه‌های مختلف به دلیل داشتن پوشش گیاهی متنوع با تولید مواد آلی با ویژگی‌های متفاوت، ویژگی‌های خاک را به‌طور معنی‌داری تغییر می‌دهند. برطبق نتایج به‌دست آمده با تغییر کاربری رویشگاه‌های مورد مطالعه از جنگل به سایر کاربری‌ها، ماده آلی خاک به طرز قابل توجهی کاهش یافته است. تولید و تجزیه لاشبرگ دو فرآیند مهم هستند که منبع اصلی ورود ماده آلی به خاک بوده و چرخه عناصر غذایی در بوم‌سازگان‌های جنگلی را تنظیم می‌کنند. نرخ هر دو فرآیند تولید و تجزیه لاشبرگ، تعیین کننده ضخامت لایه لاشبرگی در خاک بوم‌سازگان‌های جنگلی می‌باشد (León & Osorio, 2014). نتایج نشان‌دهنده روند معکوس مقادیر کربن و نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ در جنگل طبیعی می‌باشند. در تفسیر کمتر بودن میزان کربن لاشبرگ در جنگل طبیعی نسبت به سایر کاربری‌ها، می‌توان به نقش نرخ تجزیه بیشتر لاشبرگ این رویشگاه اشاره نمود (Schulp et al., 2008). تغییر کاربری، منجر به کاهش مواد آلی ورودی به خاک می‌شود و همچنین سبب تسریع در تجزیه لاشبرگ و به هدر رفتن مواد غذایی آن منجر می‌گردد (Fenetahun et al., 2021) که هم راستا با نتایج به‌دست آمده پژوهش حاضر می‌باشد. بررسی‌های متعددی به افزایش میزان نیتروژن طی تجزیه لاشبرگ در جنگل‌ها و اراضی جنگل‌کاری شده اشاره داشته‌اند (Ribeiro et al., 2002; Guendehou et al., 2014). نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ جنگل طبیعی، کمترین مقدار را نسبت به سایر کاربری‌ها دارا بوده است. مقادیر کم این نسبت مربوط به تجزیه سریع مواد آلی است (Hatton et al., 2015). نسبت پایین کربن به نیتروژن لاشبرگ در مواد آلی ورودی به سهم بالای نیتروژن در بقایا مرتبط است (Miletić et al., 2012). از دیگر یافته‌های تحقیق حاکی از این بود که مقادیر غلظت‌های فسفر و کلسیم در جنگل طبیعی بیشترین بوده است بنابراین، انتظار تجزیه سریع‌تر و اثرات غیر افزایشی مثبت در تجزیه لاشبرگ‌های این گونه می‌رود (Pérez-Corona et al., 2006).

استخراج اندازه‌گیری شد (Brookes et al., 1985). اندازه‌گیری آمونیوم به روش Idophenol blue method و قرائت عصاره در طول موج ۶۴۵ نانومتر توسط دستگاه طیف‌سنج انجام شد (که اساس آن بر واکنش بین فنل و آمونیوم است) و اندازه‌گیری نیترات با دستگاه فتومتر (در طول موج ۴۲۰ نانومتر) به روش نیترات صورت پذیرفت (Robertson et al., 1999). برای سنجش فرآیندهای آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون و معدنی‌شدن نیتروژن از روش کیسه مدفون استفاده شد (Singh et al., 2009; Wang et al., 2010).

تجزیه آماری داده‌ها

به‌منظور تجزیه و تحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمال بودن آنها با آزمون کولموگروف اسمیرنوف و همگنی واریانس با آزمون لون تست گردید. به‌منظور بررسی تفاوت یا عدم تفاوت مقادیر مشخصه‌های مورد مطالعه در ارتباط با پوشش‌های اراضی، برای مشخصه‌های لاشبرگ، فیزیکی، شیمیایی و زیستی (در هر یک از فصول تابستان و پاییز) از تجزیه واریانس یک‌طرفه استفاده شد. آزمون دانکن نیز به‌منظور مقایسه چندگانه میانگین به کار گرفته شد. کلیه تجزیه و تحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۰ انجام پذیرفت. همچنین به‌منظور انجام آنالیز چند متغیره و تعیین ارتباط فعالیت‌های زیستی با مقادیر لایه آلی و مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی خاک در انواع پوشش‌های اراضی، تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) با ایجاد ماتریس حاصله در برنامه PC-ORD تحت Windows مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

مشخصه‌های لایه آلی

نتایج حاکی از وجود تفاوت آماری معنی‌دار ویژگی‌های لایه آلی در رویشگاه‌های مختلف است. در همین راستا، بیشترین مقادیر ضخامت، نیتروژن و کلسیم لاشبرگ در پوشش جنگل طبیعی و کمترین مقدار این مشخصه‌ها به کشاورزی تعلق داشت. همچنین پوشش مرتعی دارای بیشترین مقادیر کربن، نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ و کمترین مقادیر این مشخصه‌ها به ترتیب در کشاورزی و جنگل طبیعی می‌باشد. اما مشخصه‌های پتاسیم و منیزیم لاشبرگ دارای اختلاف معنی‌داری در بین پوشش‌های گیاهی اراضی نمی‌باشند (جدول ۱).

براساس پژوهش‌های پیشین، نوع پوشش گیاهی مقدار و کیفیت

جدول ۱- تجزیه واریانس (میانگین $\pm$ اشتباه معیار) ویژگی‌های لایه آلی در رویشگاه‌های مورد مطالعهTable 1- ANOVA (Mean $\pm$ standard error) for organic layer characteristics in the studied habitats

ویژگی‌های لایه آلی Organic layer properties	رویشگاه Habitats					تجزیه واریانس ANOVA	
	جنگل طبیعی Natural forest	جنگل کاری Plantation	باغ Garden	مرتع Rangeland	کشاورزی Agriculture	مقدار F F value	معنی‌داری Sig.
ضخامت Thickness (cm)	± 9.63 0.24 a	± 7.60 0.34 b	± 5.75 0.94 c	± 3.94 0.53 d	± 3.30 0.63 d	19.701	0.000
کربن Carbon (%)	± 39.98 3.54 b	± 41.71 $2.52 \pm$ b	± 42.66 3.35 b	± 52.55 2.19 a	± 36.31 3.50 b	3.874	0.008
نیتروژن Nitrogen (%)	± 2.31 0.11 a	± 1.98 0.32 a	± 1.16 0.19 b	± 1.18 0.21 b	± 0.91 0.22 b	7.493	0.000
نسبت کربن به نیتروژن C/N ratio	± 17.51 1.70 a	± 28.82 4.68 a	± 48.35 7.31 b	± 59.10 8.22 b	± 56.42 8.47 b	7.543	0.000
فسفر Phosphorus (%)	± 4.11 0.20 a	± 3.99 0.36 a	± 4.16 0.66 a	± 3.23 0.39 b	± 2.39 0.30 b	3.397	0.015
پتاسیم Potassium (%)	± 2.67 0.33 a	± 2.27 0.18 a	± 1.96 0.49 a	± 2.05 0.22 a	± 1.65 0.27 a	1.427	0.237
کلسیم Calcium (%)	± 3.03 0.46 a	± 1.93 37.00 b	± 1.74 0.41 b	± 1.16 0.22 b	± 1.08 0.22 b	4.975	0.002
منیزیم Magnesium (%)	± 0.84 0.03 a	± 0.79 0.04 a	± 0.64 0.20 a	± 0.68 0.06 a	± 0.51 0.09 a	1.560	0.198

مشخصه‌های خاک

نتایج تجزیه واریانس نشان دهنده تفاوت آماری معنی‌دار اکثر ویژگی‌های فیزیکی خاک در بین رویشگاه‌های مورد بررسی است (جدول ۲). نتایج به‌دست آمده نشان داد که بیشترین مقدار جرم مخصوص ظاهری و شن به خاک رویشگاه کشاورزی تعلق داشت و کمترین مقدار این مشخصه‌ها در جنگل طبیعی مشاهده شد. حداکثر مقادیر تخلخل، پایداری خاکدانه، درصد رس و درصد خاکدانه‌های درشت و ریز در جنگل طبیعی اندازه‌گیری شد و کمترین مقدار آن‌ها در رویشگاه کشاورزی بود (جدول ۲). جرم مخصوص ظاهری در رویشگاه کشاورزی نسبت به جنگل طبیعی و جنگل کاری بیشترین مقادیر را نشان داده است و میزان ماده آلی ورودی عامل اصلی آن محسوب می‌شود (Schulp et al., 2008). جرم مخصوص ظاهری همبستگی بالایی با کربن آلی خاک دارد (Xiao et al., 2021; Zhou et al., 2015). در این پژوهش، افزایش جرم مخصوص ظاهری در خاک منطقه عاری از پوشش درختی را می‌توان به ماده آلی کم مرتبط دانست (Schulp et al., 2008; Wen-Jie et al., 2011). اگرچه بافت خاک یکی از مشخصه‌های تقریباً ثابت خاک تلقی می‌شود، اما در هر حال مطابق با گزارش میفرویت و همکاران (Meyfroidt et al., 2013)، اجزای بافت (شن، سیلت و رس) خاک در بلندمدت می‌تواند تغییرات معنی‌داری را به واسطه تحولات خاک و همچنین توالی‌های پوشش گیاهی نشان دهد، که هم راستا با نتایج پژوهش حاضر می‌باشد. بافت،

ساختمان و تراکم خاک به‌عنوان مؤثرترین عوامل بر جرم مخصوص ظاهری خاک به شمار می‌روند. به‌طور کلی، هر چه بافت خاک رسی‌تر، ساختمان خاک مطلوب‌تر و خاک غیر متراکم‌تر باشد تخلخل و پایداری خاکدانه خاک بیشتر بوده، در نتیجه جرم مخصوص ظاهری خاک کمتر می‌شود (Kooch, 2012). این روند در جنگل طبیعی مشاهده شد. تحت شرایط طبیعی خاک‌های رسی دارای ظرفیت کاتیونی، نرخ تجزیه لاشبرگ و نرخ تولید اولیه بالاتری هستند (Silver et al., 2000). همچنین گونه‌های گیاهی تا حدودی مقادیر ذرات رس و شن خاک را تغییر می‌دهند (Jagadamma et al., 2014) که مطابق با یافته‌های پژوهش حاضر می‌باشد. نتایج این تحقیق نیز بیشترین درصد رس به عرصه جنگل طبیعی تعلق داشت و رابطه مثبتی بین میزان رس و تنفس میکروبی خاک مشاهده شد. درصد ماکروخاکدانه‌های خاک در جنگل طبیعی بیشتر از مناطق بدون جنگل می‌باشد (Marcos et al., 2010). از آنجا که میکروخاکدانه‌ها موجب حفاظت کربن آلی در درون خاکدانه‌ها می‌گردند، یک عامل مهم در شکل‌گیری ماکروخاکدانه‌های خاک به حساب می‌آیند (Six et al., 2002; Aminiyan et al., 2015). ماکرو خاکدانه‌ها مسئول بیش از نیمی از کل خاکدانه‌های خاک هستند (Li et al., 2016) و تأکید کننده نتایج این تحقیق می‌باشد. بطوری که بیشترین مقادیر خاکدانه‌ها در اکوسیستم جنگل مشاهده شد. بررسی پارامترهای شیمیایی در کاربری‌های مختلف بیانگر آنست که اکثر مشخصه‌های شیمیایی در جنگل طبیعی دارای حداکثر مقدار و در کشاورزی دارای حداقل مقدار می‌باشد (جدول ۲). در جنگل طبیعی

بودن میزان پوشش گیاهی و حجم زیاد ریشه در جنگل طبیعی دانست (Sharrow & Ismail, 2004). از طرفی کاهش ذخیره نیتروژن خاک در رویشگاه مرتعی و کشاورزی به دلیل کاهش کیفیت و مقدار نیتروژن در مواد آلی ورودی تحت این رویشگاه بود. تغییرات مقادیر کربن آلی ذره‌ای، نیتروژن آلی ذره‌ای و نسبت کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای می‌تواند به دلیل تغییر در کربن آلی و نیتروژن کل خاک، تغییرات وضعیت شیمی خاک و همچنین عناصر غذایی تحت رویشگاه‌های مختلف باشد (Jiao et al., 2020). افزایش نیتروژن آلی محلول تحت جنگل طبیعی می‌تواند با مقادیر بالای نیتروژن لایه آلی و معدنی در این رویشگاه‌ها در ارتباط باشد (Fouché et al., 2020). طبق نتایج بیشترین و کمترین مقادیر فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل جذب در جنگل طبیعی و کشاورزی مشاهده شد. مقادیر بالای غلظت فسفر در مناطق جنگل کاری شده ممکن است مرتبط با چرخه سریع فسفر به دنبال تجزیه و معدنی سازی لاشبرگ‌هایی با محتوی بیشتر فسفر باشد که موجب افزایش فسفر خاک می‌شود (Chase & Singh, 2014). به طور کلی در شرایط عرصه‌ای یکسان گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن مقادیر بالاتری از کلسیم را نسبت به گونه‌های دیگر دارا هستند (Kooch et al., 2016). منیزیم خاک به دنبال وجود آشفستگی و بهره‌برداری کاهش می‌یابد و می‌توان در توجیه مقادیر پایین منیزیم خاک در منطقه عاری از پوشش درختی به این عامل اشاره کرد (Chi et al., 2016).

مطابق با نتایج این پژوهش زی‌توده ریزش تغییرات معنی‌داری را در بین رویشگاه‌های مورد بررسی نشان داد و به ترتیب در جنگل طبیعی، جنگل کاری و باغ بیشترین مقدار را داشت. تفاوت در نوع گونه، نوع پوشش گیاهی از دلایل تغییرات مقدار ریزش در رویشگاه‌های مورد تحقیق است. به طوری که جنگل طبیعی با افزایش رشد و گسترش ریشه‌های خود در مقایسه با باغ، زی‌توده ریزش بیشتری را به خود اختصاص داده‌اند، همچنین رویشگاه مرتعی و کشاورزی به دلیل عدم وجود گونه‌های درختی، زی‌توده ریزش به شدت کاهش یافته است. از دلایل دیگر مشاهده زی‌توده ریزش‌های مورد بررسی خاک جنگل طبیعی ممکن است واکنش ریشه در پاسخ به وفور عناصر غذایی در خاک باشد، چراکه ریزش‌های گیاهان جهت دسترسی بیشتر به عناصر غذایی مورد نیاز خود در سطح بیشتری از خاک گسترش می‌یابند (Sayer et al., 2006; Yuan & Chen, 2010). در تأیید نتایج حاصل از این تحقیق، پژوهش‌های متعددی به نقش حاصلخیزی خاک در افزایش زی‌توده ریزش در خاک رویشگاه‌های مختلف اشاره کرده‌اند (Augusto et al., 2015; Qiu et al., 2015). آنزیم‌ها در مقایسه با سایر ویژگی‌های خاک نسبت به تغییرات پوشش گیاهی و مدیریت اراضی سریعتر تغییر می‌کنند، از این رو به عنوان شاخصی از تغییرات زیستی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرند (Alkorta et al., 2003; Guangming et al., 2017; Lee et al., 2020).

بیشترین مقدار واکنش خاک و کمترین مقدار آن در کشاورزی مشاهده شد. میزان واکنش در منطقه بدون پوشش درختی کمتر از جنگل کاری‌ها بوده و مطابق با تحقیقات انسیمیانا و همکاران (Nsabimana 2008)، (et al.,)، تخریب جنگل و تغییر کاربری از مهم‌ترین عوامل کاهش واکنش خاک در عرصه‌های طبیعی می‌باشد. بین مواد آلی و واکنش خاک رابطه منفی معنی‌داری وجود دارد به شکلی که با افزایش مواد آلی ورودی به خاک، میزان گاز دی اکسید کربن ناشی از تجزیه آن نیز بیشتر می‌شود که در نتیجه موجب ازدیاد اسیدکربنیک شده و واکنش خاک کاهش می‌یابد (Kooch et al., 2022). در این تحقیق تغییرات هدایت الکتریکی می‌تواند به دلیل اختلاف در ترکیبات بقایای گیاهی باشد و بسته به این که پوشش گیاهی دارای چه نوع ترکیبات شیمیایی باشد هدایت الکتریکی خاک نیز تغییر می‌کند. تغییرات هدایت الکتریکی خاک تحت پوشش‌های درختی مختلف، به دلیل اختلاف در مشخصه‌های شاخ و برگ درختان و کیفیت لاشبرگ آن‌ها می‌باشد (Haghdooost et al., 2011). یافته‌های این تحقیق حاکی از عدم تغییرات معنی‌دار مشخصه‌های کربن آلی و ذخیره کربن خاک تحت انواع پوشش‌های اراضی می‌باشد. به نظر می‌رسد پوشش‌های گیاهی (که لاشه‌ریزه آنها یکی از منابع اصلی کربن خاک به شمار می‌آیند) مستقر در رویشگاه‌های مورد بررسی دارای محتویات کربن تقریباً مشابهی می‌باشند. در پژوهش حاضر، بهبود تغییرات کربن همچنین در ماکرو و میکرو خاکدانه‌ها به دلیل وجود گونه‌های درختی بوده است. در همین راستا، پژوهش‌های پیشین اشاره داشته‌اند، که با توجه به ساختمان خاک، تجمع محتویات کربن و نیتروژن و همچنین درصد ماکرو و میکرو خاکدانه‌ها در انواع پوشش‌های اراضی، متفاوت می‌باشد (Lee et al., 2020; Zhao et al., 2021). از این رو، تغییرپذیری محتویات کربن و نیتروژن در اجزای خاکدانه‌ها بسیار متغیر بوده و تابع شرایط رویشگاه و نوع پوشش‌های گیاهی است (Kumari et al., 2020; Sofo et al., 2011). نیتروژن کل یک جزء مهم از ماده آلی خاک است و تا حد زیادی بر میزان تجزیه و هوموسی شدن آن اثر می‌گذارد. غلظت نیتروژن خاک در بین گونه‌های درختی مختلف، متفاوت می‌باشد (Kooch et al., 2023). بیشترین و کمترین نیتروژن کل خاک، نیتروژن ماکرو و میکرو خاکدانه و ترسیب نیتروژن در جنگل طبیعی و کشاورزی مشاهده شد. پژوهش‌های زیادی بر تأثیر مثبت حضور گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن در افزایش ذخیره نیتروژن خاک اشاره داشته‌اند (Kimmins, 1997; Vogel & Gower, 1998; Rothe et al., 2002). لاشبرگ با غلظت بالای نیتروژن، موجب غنی‌سازی محتوی نیتروژن خاک می‌شود (Berg & Mao et al., 2010; McClaugherty, 2008). در بین رویشگاه‌های مورد تحقیق، جنگل طبیعی بالاترین ذخیره نیتروژن را به خود اختصاص داد که به نوعی نشان دهنده تأثیر بهتر پوشش جنگلی و گذشت زمان بر انباشتگی نیتروژن خاک است. این افزایش را می‌توان به دلیل بالا

حالی که ورود مواد آلی با کیفیت پایین با کاهش عناصر حاصلخیزی خاک باعث افت فعالیت‌های آنزیمی رویشگاه مرتعی و کشاورزی شده است. همراستا با نتایج به دست آمده در تحقیق حاضر، گزارش‌های مشابهی مبنی بر همبستگی قوی تغییرات فعالیت‌های آنزیمی با تغییرات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی (Zhang *et al.*, 2021) و حاصل‌خیزی خاک (Wenxiang *et al.*, 2002) در رویشگاه‌های مختلف ارائه شده است.

آنزیم‌های خاک تحت تأثیر تغییر پوشش گیاهی به یک اندازه و در یک جهت تغییر نمی‌کنند و ممکن است برخی از آن‌ها در مقایسه با دیگر آنزیم‌ها تغییرات بیشتر یا کمتری را نشان دهند (Wang *et al.*, 2012). در همین راستا نتایج مطالعه حاضر نشان داد که فعالیت‌های آنزیمی خاک به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی اراضی تغییر می‌کنند. جنگل طبیعی به‌دلیل ورود مواد آلی با کیفیت بالاتر و بهبود مقادیر واکنش خاک (Cheng *et al.*, 2013)، نیتروژن کل، مواد غذایی در دسترس (فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم)، نیتروژن آلی ذره‌ای و نیتروژن آلی محلول، فعالیت آنزیم‌های خاک را افزایش داده است، در

جدول ۲- تجزیه واریانس (میانگین $\pm$ اشتباه معیار) ویژگی‌های خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه
Table 2- ANOVA (Mean $\pm$ standard error) for soil characteristics in the studied habitats

ویژگی‌های خاک Soil properties	رویشگاه Habitats					تجزیه واریانس ANOVA	
	جنگل طبیعی Natural forest	جنگل کاری Plantation	باغ Garden	مرتع Rangeland	کشاورزی Agriculture	مقدار F F value	معنی‌داری Sig.
جرم مخصوص ظاهری Bulk density (g cm ⁻³)	1.06± 0.02 a	1.14± 0.03 a	1.30± 0.08 b	1.32± 0.05 b	1.45± 0.05 b	9.573	0.000
جرم مخصوص حقیقی Particle density (g cm ⁻³)	2.65± 0.07 a	2.60± 0.07 a	2.61± 0.03 a	2.70± 0.05 a	2.67± 0.07 a	0.376	0.824
تخلخل Porosity (%)	0.60± 0.01 a	0.56± 0.02 b	0.50± 0.03 bc	0.51± 0.02 bc	0.45± 0.02 c	5.997	0.000
پایداری Stability (%)	72.42± 0.96 a	65.62± 4.17 b	60.87± 4.28 b	55.02± 4.17 bc	45.10± 3.33 c	8.311	0.000
شن Sand (%)	17.58± 1.18 d	21.75± 1.79 d	24.00± 1.30 c	28.58± 2.00 b	38.58± 2.48 a	19.580	0.000
سیلت Silt (%)	42.17± 1.80 a	41.83± 2.47 a	43.25± 1.33 a	44.67± 2.10 a	45.50± 2.56 a	0.566	0.689
رس Clay (%)	40.25± 2.08 a	36.42± 1.89 b	32.75± 1.12 b	26.75± 1.29 c	15.92± 0/60 d	40.488	0.000
خاکدانه درشت Macro-aggregate (g kg ⁻¹)	34.75± 4.39 a	31.00± 5.06 a	28.42± 2.28 a	25.50± 3.73 ab	17.17± 1.21 b	3.368	0.016
خاکدانه ریز Micro-aggregate (g kg ⁻¹)	57.75± 4.63 a	43.67± 3.86 b	41.17± 5.00 b	36.25± 3.58 b	22.33± 4.10 c	9.023	0.000
نسبت خاکدانه درشت به ریز Macro/Micro-aggregate ratio (g kg ⁻¹)	0.65± 0.09 a	1.03± 0.42 a	0/94± 0.22 a	0.85± 0.21 a	1.03± 0.15 a	0.427	0.788
واکنش pH	6.97± 0.13 a	6.82± 0.16 ab	6.32± 0.14 b	6.33± 0.18 b	6.31± 0.23 b	3.418	0.014
هدایت الکتریکی EC (dS/m)	0.30± 0.01 a	0.26± 0.04 a	0.25± 0.01 a	0.24± 0.02 a	0.22± 0.02 a	1.771	0.148
کربن C (%)	4.44± 0.26 a	4.43± 0.40 a	4.57± 0.42 a	4.96± 0.53 a	3.72± 0.38 a	1.208	0.318
ذخیره کربن C stock (Mg ha ⁻¹)	46.98± 2.56 a	50.27± 4.24 a	59.63± 6.78 a	64.01± 6.08 a	54.62± 6.26 a	1.615	0.183
کربن در خاکدانه درشت C in Macro-aggregate (g kg ⁻¹)	4.54± 0.31 b	4.87± 0.15 ab	5.05± 0.20 ab	5.41± 0.15 a	3.66± 0.33 c	7.749	0.000
کربن در خاکدانه ریز C in Micro-aggregate (g kg ⁻¹)	4.36± 0.21 a	4.39± 0.21 a	4.12± 0.24 a	4.16± 0.35 a	3.01± 0.28 b	4.694	0.002

نسبت کربن خاکدانه درشت							
به ریز Macro/Micro-aggregate C ratio (g kg ⁻¹)	1.08±0.10 a	1.14±0.08 a	1.28±0.10 a	1.43±0.15 a	1.32±0.16 a	1.322	0.273
کربن آلی محلول Dissolved organic C (mg kg ⁻¹)	38.37±5.52 a	35.94±5.00 a	31.26±2.87 ab	24.23±2.43 bc	15.98±1.01 c	5.890	0.001
کربن آلی ذره‌ای Particulate organic C (mg kg ⁻¹)	3.94±0.49 a	3.10±0.38 ab	2.62±0.34 b	2.48±0.43 b	0.94±0.07 c	8.772	0.000
شاخص مدیریت کربن Carbon management index	732.90±77.49 a	790.71±101.86 a	956.85±181.86a	116.60±238.28 a	803.28±162.74a	1.164	0.337
نسبت ماده آلی عمق اول به دوم OM1/OM2 ratio	5.82±0.32 a	5.96±0.50 b	4.68±0.30 b	5.05±0.18 b	1.97±0.10 b	8.439	0.000
نیتروژن Total N (%)	0.46± 0.03 a	0.38± 0.02 b	0.35± 0.03 bc	0.29± 0.03 c	0.20± 0.02 d	15.591	0.000
ترسیب نیتروژن N sequestration (Mg ha ⁻¹)	4.85±0.27 a	4.36±0.26 ab	4.51±0.45 ab	3.78±0.31 bc	2.96±0.37 c	4.774	0.002
نیتروژن در خاکدانه درشت N in Macro-aggregate (g kg ⁻¹)	0.54±0.08 a	0.50±0.04 ab	0.40±0.06 ab	0.36±0.06 b	0.19±0.02 c	6.190	0.000
نیتروژن در خاکدانه ریز N in Micro-aggregate (g kg ⁻¹)	0.24±0.04 a	0.23±0.03 a	0.22±0.04 a	0.18±0.03 a	0.12±0.02 a	2.529	0.051
نسبت نیتروژن خاکدانه درشت به ریز Macro/Micro-aggregate N ratio (g kg ⁻¹)	3.43±0.90 a	4.95±2.57 a	5.55±3.11 a	2.80±0.77 a	3.53±1.38 a	0.338	0.851
نیتروژن آلی محلول Dissolved organic N (mg kg ⁻¹)	26.62±3.48 a	18.20±2.88 a	13.16±1.08 bc	11.64±0.55 c	7.07±0.79 c	12.322	0.000
نیتروژن آلی ذره‌ای Particulate organic N (mg kg ⁻¹)	0.45±0.02 a	0.33±0.02 b	0.24±0.03 c	0.22±0.02	0.13±0.02 d	27.018	0.000
نسبت کربن به نیتروژن C/N ratio	9.75± 0.37 d	11.48± 0.52 cd	13.41± 0.90 c	16.82± 0.74 b	18.98± 0.97 a	26.537	0.000
نسبت کربن به نیتروژن آلی محلول Dissolved organic C/N ratio	1.85±0.41 a	2.28±0.41 a	2.58±0.35 a	2.19±0.26 a	2.64±0.37 a	0.767	0.551
نسبت کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای Particulate organic C/N ratio	8.98±1.22 a	9.72±1.38 a	13.29±2.85	12.59±2.82 a	14.97±6.45 a	0.514	0.726
فسفر Available P (mg kg ⁻¹)	39.95± 1.98 a	30.59±0.95 b	25.18±1.28 c	19.37±1.64 d	13.74±1.72e	42.298	0.000
پتاسیم Available K (mg kg ⁻¹)	404.67± 23.50 a	302.33±15.97 b	272.00±17.57 b	204.25±17.30 c	137.50±6.24d	35.151	0.000
کلسیم Available Ca (mg kg ⁻¹)	291.25± 13.52 a	202.42±3.65 b	194.67±6.40 bc	171.58±7.67 c	113.92±8.20 d	56.604	0.000
منیزیم Available Mg (mg kg ⁻¹)	72.58±4.06 a	50.83±3.57 b	40.08±2.13 c	32.17±2.45 c	20.92±2.78 d	40.843	0.000

زی توده درشت ریشه Coarse root biomass (kg he.)	1518.83±67.28 a	723.58±93.80 b	801.58±53.10 b	124.25±8.34 c	50.42±1.00 c	113.625	0.000
زی توده ریز ریشه Fine root biomass (g m ²)	64.15±6.73 a	46.39±6.92 bc	48.54±6.19 b	31.87±1.95 cd	28.60±3.73 d	6.844	0.000
آنزیم اوره آز Urease (μg NH ⁴⁺ -N g ⁻¹ 2 h ⁻¹)	26.62±1.57 a	20.30±1.21 b	16.78±1.35 c	11.66±0.75 d	7.92±0.62 e	40.160	0.000
آنزیم اسید فسفاتاز Acid phosphatase (μg PNP g ⁻¹ h ⁻¹)	406.08±25.47 a	277.75±27.03 b	210.92±22.44 c	181.67±14.88 c	93.58±8.64 d	31.275	0.000
آنزیم آریل سولفاتاز Arylsulphatase (μg PNP g ⁻¹ h ⁻¹)	107.25±12.03 a	98.08±8.94 a	88.50±5.84 ab	69.83±5.89 b	47.17±5.09 c	9.001	0.000
آنزیم اینورتاز Invertase (μg Glucose g ⁻¹ 3 h ⁻¹)	144.92±15.63 a	121.92±10.84 ab	103.17±9.52 b	94.50±7.83 b	42.92±3.65 c	13.718	0.000

مشخصه‌های زیستی خاک

نتایج حاکی از وجود تفاوت‌های آماری معنی‌دار در مشخصه‌های زیستی خاک در پوشش‌های اراضی مورد بررسی می‌باشد. طبق نتایج بدست آمده تقریباً اکثر مشخصه‌ها در رویشگاه جنگل طبیعی دارای بیشترین مقدار در حالی که در عرصه کشاورزی دارای کمترین مقادیر این مشخصه‌ها می‌باشد. فراوانی و زی توده اپی ژئیک و اندوژئیک در بین کاربری‌های مختلف در فصل تابستان دارای اختلاف معنی‌داری نیستند. مطابق یافته‌ها بیشترین مقادیر رطوبت، تنفس پایه، تنفس برانگیخته، زیتوده میکروبی کربن به جنگل کاری تعلق داشت و کمترین مقادیر این مشخصه‌ها به عرصه کشاورزی اختصاص داشت. درحالی‌که حداکثر مقدار نسبت زیتوده میکروبی کربن به نیتروژن در عرصه کشاورزی و حداقل آن در جنگل طبیعی مشاهده شد (جدول ۳).

انواع پوشش‌های گیاهی نقش مهمی در عملکرد اکوسیستم‌های مختلف دارند (Klimek & Niklińska, 2020). نتیجه این بررسی نشان می‌دهد که تغییر پوشش گیاهی از جنگل‌های طبیعی به مراتع و کشاورزی منجر به کاهش قابل توجهی در تراکم جانوران مورد بررسی در خاک (به‌عنوان مثال اپی ژئیک، آنسئیک و اندوژئیک کرم‌خاکی، کنه، پادمان، نماتد، پروتوزوئ، باکتری‌ها و قارچ‌ها) شده است. تراکم میکروارگانیسم‌های خاک در زیستگاه‌های جنگل طبیعی به‌طور قابل توجهی بالاتر از زیستگاه‌های مرتع و کشاورزی است (Di Carlo et al., 2019; Mulia et al., 2021)، که با نتایج بدست آمده در پژوهش حاضر همخوانی دارد. عوامل مختلفی ممکن است در تغییر تراکم میکروارگانیسم‌های خاک در انواع مختلف پوشش گیاهی منطقه مورد تحقیق نقش داشته باشد. تراکم بالای درختان در زیستگاه جنگل و همچنین وجود گونه‌های درختی، می‌تواند نقشی اساسی در تراکم موجودات زنده خاک داشته باشد. وجود درختان در زیستگاه‌های مختلف می‌تواند با ایجاد سایه، به‌ویژه در فصل تابستان، یک میکرو اقلیم مناسب برای فعالیت گونه‌های مختلف موجودات خاکزی فراهم کند (Sarlio, 2020).

(Sabrina et al., 2006; 2009). در این راستا، تخریب جنگل و تبدیل آن به رویشگاه‌های دیگر شرایط بسیار نامساعدی را برای تراکم ارگانیسم خاک ایجاد کرده است. در پژوهش حاضر، کیفیت پایین بستر C/N (بالا) در زیستگاه‌های مرتعی منجر به کاهش تراکم ارگانیسم‌های خاک شده است (Birkhofer et al., 2011; Lazarova et al., 2021)، در حالی‌که کیفیت مناسب بستر C/N (کم) تأثیر مثبتی بر روی تراکم موجودات در خاک داشتند و تجزیه بقایای گیاهان را تسریع دادند (Song et al., 2016). به همین دلیل، ضخامت کمتری از لایه بستر در رویشگاه جنگل مشاهده شده است. رابطه بسیار نزدیکی بین مقدار بستر انباشته شده در کف و تراکم موجودات خاکزی وجود دارد (Vohland & Schroth, 1999). نوع بقایای گیاهان جمع شده در کف می‌تواند باعث ایجاد میکرو اقلیم‌های مختلف در خاک شود (Wadud Khan et al., 2019; Heydari et al., 2020)، که می‌تواند بر توزیع ارگانیسم‌های خاک تحت شرایط مختلف تأثیر بگذارد. پوشش گیاهی، در اکوسیستم علاوه بر تأثیر بر نوع باقیمانده‌های گیاه و خصوصیات خاک می‌تواند مستقیماً بر تراکم ارگانیسم‌های خاک نیز تأثیر بگذارند (Brinkmann et al., 2019). نقش مثبت خواص فیزیکی خاک (جرم مخصوص ظاهری کمتر، تخلخل بالاتر و همچنین پایداری بیشتر سنگریزه‌ها) بر تراکم زیستی اشاره کرد (Asadu et al., 2015). نتایج تحقیق حاضر نشان‌دهنده نقش مثبت مقادیر بالای واکنش خاک بر تراکم کرم‌های خاکی خاک (Korboulewsky et al., 2016)، کنه و پادمان (Erdmann et al., 2012)، نماتد (Matute, 2013) و پروتوزوئ (Rqnn et al., 2001) در رویشگاه جنگلی در مقایسه با سایر پوشش مراتع و کشاورزی است. خاک‌های جنگلی در مقایسه با سایر انواع پوشش‌های گیاهی حاصلخیزی بالاتری دارند، که منجر به تجمع بیشتر ارگانیسم‌ها در خاک تحت این نوع پوشش زمینی می‌شود (Liu et al., 2019; Gharibreza et al., 2020; Arias-Ortiz et al., 2020). در مقایسه با خصوصیات شیمیایی و زیستی، خصوصیات

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و زیستی موجودات خاکری تغییر کرده است که بر چرخه بیوژئوشیمیایی عناصر غذایی تحت انواع مختلف پوشش گیاهی تأثیر می‌گذارد. در هر صورت، به نظر می‌رسد که انواع مختلف پوشش گیاهی ترکیبی از ویژگی‌های خاک را در یک رویشگاه ایجاد می‌کند (Fabíola Barros *et al.*, 2018; Schellenberg & Bergmeie, 2020; Mulia *et al.*, 2021). بنابراین تراکم گونه‌های چوبی را می‌توان به عنوان کانون اصلی تراکم میکروارگانیسم‌های خاک و چرخه‌های غذایی معرفی کرد.

تنفس خاک نشان‌دهنده فعالیت‌های زیستی و تجزیه بقایای گیاه و محتوی بستر نیتروژن در افزایش تنفس خاک نقش مهمی دارد (Ferreira *et al.*, 2016). در واقع، میزان تجزیه و سطح تنفس خاک تحت تأثیر کیفیت بستر ورودی به خاک تحت تأثیر پوشش گیاهی مختلف قرار دارد. همچنین، محتوی رطوبت خاک نقش اساسی و تعیین کننده‌ای در فعالیت زیستی و تنفس میکروبی خاک دارد (Kooch & Bayranvand, 2017). در این راستا، پوشش جنگل کاری دارای مقدار بیشتر تنفس پایه و برانگیخته در مقایسه با پوشش مرتع و کشاورزی است. تخریب اراضی جنگلی و تغییر پوشش اراضی یکی از عواملی است که با تأثیر بر نسبت اجزای تشکیل‌دهنده بافت خاک می‌تواند نقش بسزایی در تغییرپذیری تنفس میکروبی ایفا نماید (Tang *et al.*, 2018). تنفس خاک ارتباط مستقیمی با حاصلخیزی خاک دارد و در مکان‌هایی با خاک غنی از کاتیون‌های پایه، میزان فعالیت میکروبی و در نتیجه تنفس خاک افزایش می‌یابد (Kooch *et al.*, 2016).

فیزیکی مورد مطالعه (به جز محتوی رطوبت خاک و درجه حرارت) کمتر تحت تأثیر تغییرات فصول قرار گرفتند. با این وجود، به دلیل رابطه نزدیک بین ارگانیسم‌های خاک و رطوبت و دمای خاک، بخشی از تغییرات در فعالیت این موجودات می‌تواند مستقیماً مربوط به تغییرات رطوبت و دمای خاک باشد (Day & Chaudhur, 2014; Heydari *et al.*, 2020). در همین راستا، سوتار (Suthar 2012) اشاره کرده است که حداکثر تراکم کرم‌های خاکی خاک در کاربری جنگل در فصل پاییز مشاهده شد، در حالی که در تابستان به دلیل درجه حرارت بالا و رطوبت کمتر خاک، تراکم آنها در خاک کاهش می‌یابد. با این حال، واکنش گروه‌های مختلف کرم‌های خاکی از این نظر بسیار متفاوت است (Uvarov, 2009)، که تأیید یافته‌های این بررسی است. علاوه بر این، اثرات منفی کاربری‌های مختلف اراضی در فصل تابستان و شرایط مناسب کاربری‌ها در فصل پاییز بر تراکم خاک کنه و پادمان (Rodríguez-Loinaz *et al.*, 2008) و همچنین پروتوزوئر و نماتد (Sabais *et al.*, 2011; Song *et al.*, 2016) است. تراکم باکتری‌ها و قارچ‌های خاک در رویشگاه جنگل در تابستان به طور قابل توجهی افزایش می‌یابد (Voriškova *et al.*, 2014)، در حالی که تراکم آنها در رویشگاه جنگل در فصل پاییز کاهش می‌یابد. به طور کلی، می‌توان خاطر نشان کرد که وجود پوشش گیاهی مختلف در یک رویشگاه، به طور مستقیم و غیرمستقیم، عملکردهای مختلف زیست‌محیطی را در خاک ایجاد می‌کند (Osburn *et al.*, 2019). به دنبال تغییر در مقدار و کیفیت مواد آلی ورودی، رطوبت و دمای خاک و همچنین تنوع

جدول ۳- تجزیه واریانس (میانگین $\pm$ اشتباه معیار) پویایی کلیما، فون و فلور خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه
Table 3- ANOVA (Mean $\pm$ standard error) for dynamics of climate, soil fauna and flora in the studied habitats

کلیما، فون و فلور خاک Climate, soil fauna and flora	فصل Season	رویشگاه Habitats				تجزیه واریانس ANOVA	
		جنگل طبیعی Natural forest	جنگل کاری Plantation	باغ Garden	مرتع Rangeland	کشاورزی Agriculture	معنی داری Sig.
رطوبت خاک	Summer	23.28 $\pm$ 1.06 ab	24.65 $\pm$ 1.06 a	21.12 $\pm$ 0.86 bc	18.82 $\pm$ 0.64 c	15.10 $\pm$ 0.78 d	17.789
Moisture (%)	Autumn	30.67 $\pm$ 1.50 a	30.83 $\pm$ 1.51 a	27.65 $\pm$ 2.05 a	21.95 $\pm$ 1.73 b	17.97 $\pm$ 1.40 b	11.755
دمای خاک	Summer	21.03 $\pm$ 1.12 c	19.89 $\pm$ 0.60 c	24.05 $\pm$ 0.73 b	25.39 $\pm$ 1.01 b	29.62 $\pm$ 0.56 a	21.200
Temperature (°C)	Autumn	15.58 $\pm$ 0.87 a	14.58 $\pm$ 1.05 a	13.49 $\pm$ 1.61 a	18.73 $\pm$ 1.47 a	18.28 $\pm$ 1.25 a	2.087
فراوانی اپیژنیک	Summer	0.25 $\pm$ 0.13 a	0.33 $\pm$ 0.22 a	0.08 $\pm$ 0.08 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	1.538
Epigeic density (n m ⁻²)	Autumn	1.50 $\pm$ 0.34 a	1.25 $\pm$ 0.30 a	0.17 $\pm$ 0.11 b	0.17 $\pm$ 0.11 b	0.00 $\pm$ 0.00 b	10.610
زی توده اپیژنیک	Summer	4.78 $\pm$ 2.58 a	2.74 $\pm$ 2.02 a	0.66 $\pm$ 0.66 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	1.942
Epigeic biomass (mg m ⁻²)	Autumn	16.68 $\pm$ 4.21 a	12.77 $\pm$ 3.08 a	1.49 $\pm$ 1.01 b	1.16 $\pm$ 0.81 b	0.00 $\pm$ 0.00 b	10.326
فراوانی آنسک	Summer	0.58 $\pm$ 0.19 a	0.17 $\pm$ 0.11 b	0.17 $\pm$ 0.17 b	0.00 $\pm$ 0.00 b	0.00 $\pm$ 0.00 b	3.667
Anecic density (n m ⁻²)	Autumn	0.67 $\pm$ 0.26 a	0.42 $\pm$ 0.19 ab	0.00 $\pm$ 0.00 b	0.00 $\pm$ 0.00 b	0.00 $\pm$ 0.00 b	4.656
زی توده آنسک	Summer	6.61 $\pm$ 2.30 a	3.31 $\pm$ 2.23 ab	1.74 $\pm$ 1.74 b	0.00 $\pm$ 0.00 b	0.00 $\pm$ 0.00 b	2.870
Anecic biomass (mg m ⁻²)	Autumn	6.03 $\pm$ 2.45 a	3.56 $\pm$ 1.64 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	4.406
فراوانی اندوژنیک	Summer	0.58 $\pm$ 0.23 a	0.50 $\pm$ 0.23 a	0.42 $\pm$ 0.29 a	0.17 $\pm$ 0.175 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	1.367
Endogeic density (n m ⁻²)	Autumn	0.17 $\pm$ 0.11 a	0.37 $\pm$ 0.11 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	1.650
زی توده اندوژنیک	Summer	6.62 $\pm$ 2.91 a	4.86 $\pm$ 2.26 a	3.25 $\pm$ 2.20 a	1.64 $\pm$ 1.64 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	1.607
Endogeic biomass (mg m ⁻²)	Autumn	1.52 $\pm$ 1.03 a	0.98 $\pm$ 0.66 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	0.00 $\pm$ 0.00 a	1.691
فراوانی کل کرم خاکی	Summer	1.42 $\pm$ 0.40 a	1.00 $\pm$ 0.30 ab	0.67 $\pm$ 0.36 abc	0.17 $\pm$ 0.17 bc	0.00 $\pm$ 0.00 c	4.235
Earthworm density (n m ⁻²)	Autumn	2.33 $\pm$ 0.43 a	1.83 $\pm$ 0.51 a	0.17 $\pm$ 0.11 b	0.17 $\pm$ 0.11 b	0.00 $\pm$ 0.00 b	12.873
زی توده کل کرم خاکی	Summer	18.05 $\pm$ 3.88 a	10.92 $\pm$ 3.74 ab	5.65 $\pm$ 3.04 bc	1.64 $\pm$ 1.64 bc	0.00 $\pm$ 0.00 c	4.480
Earthworm biomass (mg m ⁻²)	Autumn	24.28 $\pm$ 5.21 a	17.35 $\pm$ 4.58 a	1.49 $\pm$ 1.01 b	1.16 $\pm$ 0.81 b	0.00 $\pm$ 0.00 b	12.614
فراوانی گنه خاکزی	Summer	19369.67 $\pm$ 456.21a	17366.75 $\pm$ 772.85b	10304.83 $\pm$ 364.89c	3645.00 $\pm$ 183.49d	731.92 $\pm$ 56.32e	343.488
Acarina density (n m ⁻²)	Autumn	31203.72 $\pm$ 1665.71a	26917.9 $\pm$ 1559.47b	20693.38 $\pm$ 1292.88c	17740.27 $\pm$ 1960.48c	1305.92 $\pm$ 62.97d	61.480
فراوانی پادمان خاکزی	Summer	8437.17 $\pm$ 386.82a	7570.58 $\pm$ 631.11a	2500.58 $\pm$ 141.09b	595.00 $\pm$ 58.31c	50.25 $\pm$ 4.62c	135.091
Collembola density (n m ⁻²)	Autumn	86657.33 $\pm$ 2962.99a	79526.75 $\pm$ 2168.03b	57645.33 $\pm$ 2587.58c	44350.67 $\pm$ 4901.20d	144.00 $\pm$ 5.93e	133.618
لشانه کل خاکزی	Summer	189.42 $\pm$ 12.15 a	138.83 $\pm$ 8.94b	114.50 $\pm$ 12.31bc	92.75 $\pm$ 3.10c	26.25 $\pm$ 2.02d	45.965
Total nematode (in 100 gr soil)	Autumn	604.92 $\pm$ 42.29a	391.67 $\pm$ 21.77b	185.75 $\pm$ 17.58c	110.17 $\pm$ 11.26d	38.83 $\pm$ 1.37e	98.599
فراوانی پروتوزوئ کاکری	Summer	17.42 $\pm$ 12.48 a	126.17 $\pm$ 20.16 b	98.67 $\pm$ 6.01 b	52.50 $\pm$ 7.02 c	12.75 $\pm$ 1.51 d	29.236
Protozoa density (in 100 gr soil)	Autumn	395.58 $\pm$ 21.36 a	373.75 $\pm$ 20.40 a	186.75 $\pm$ 9.71 b	125.42 $\pm$ 15.71 c	25.42 $\pm$ 4.11 d	104.794
جمعیت قارچ	Summer	2.87 $\pm$ 0.22 a	1.88 $\pm$ 0.11 b	1.41 $\pm$ 0.19 c	0.79 $\pm$ 0.07 d	0.11 $\pm$ 0.02 e	53.353
Total fungi ($\times 10^7$ g soil)	Autumn	2.28 $\pm$ 0.30 a	1.61 $\pm$ 0.25 b	1.18 $\pm$ 0.11 bc	0.79 $\pm$ 0.07 c	0.10 $\pm$ 0.02 d	19.817
جمعیت باکتری	Summer	26.00 $\pm$ 0.17 a	0.93 $\pm$ 0.14 ab	0.88 $\pm$ 0.10 b	0.59 $\pm$ 0.11 bc	0.29 $\pm$ 0.02 c	9.547
Total bacteria ($\times 10^7$ g soil)	Autumn	1.10 $\pm$ 0.02 a	0.73 $\pm$ 0.15 b	0.63 $\pm$ 0.09 a	0.38 $\pm$ 0.03 c	0.14 $\pm$ 0.02 d	20.961
تنفس پایه	Summer	0.27 $\pm$ 0.04 a	0.34 $\pm$ 0.03 a	0.29 $\pm$ 0.03 a	0.26 $\pm$ 0.04 a	0.12 $\pm$ 0.04 b	3.807
BR (mg CO ₂ g ⁻¹ day ⁻¹)	Autumn	0.20 $\pm$ 0.01 a	0.25 $\pm$ 0.01 a	0.16 $\pm$ 0.02 a	0.16 $\pm$ 0.02 a	0.05 $\pm$ 0.01 a	13.824
تنفس میکروبی برانگیخته	Summer	1.05 $\pm$ 0.06 ab	1.33 $\pm$ 0.06 a	0.96 $\pm$ 0.09 b	0.87 $\pm$ 0.16 b	0.33 $\pm$ 0.10 c	12.848
SIR (mg CO ₂ g ⁻¹ day ⁻¹)	Autumn	0.89 $\pm$ 0.06 a	0.98 $\pm$ 0.10 a	0.74 $\pm$ 0.07 a	0.77 $\pm$ 0.20 a	0.12 $\pm$ 0.03 b	9.882
کربن زی توده میکروبی	Summer	328.67 $\pm$ 39.74 a	331.83 $\pm$ 11.98 a	304.83 $\pm$ 19.06 a	282.67 $\pm$ 52.92 a	139.75 $\pm$ 14.74 b	4.704
MBC (mg kg ⁻¹)	Autumn	200.92 $\pm$ 11.77 a	215.08 $\pm$ 11.98 a	184.50 $\pm$ 1392 a	144.92 $\pm$ 8.77 b	75.08 $\pm$ 5.35 c	27.223
نیتروژن زی توده میکروبی	Summer	40.75 $\pm$ 5.09 a	31.17 $\pm$ 3.58 ab	27.17 $\pm$ 2.17 b	25.08 $\pm$ 4.55 b	11.78 $\pm$ 1.19 c	8.424
MBN (mg kg ⁻¹)	Autumn	24.50 $\pm$ 0.79 a	20.67 $\pm$ 1.23 b	17.58 $\pm$ 1.00 c	13.31 $\pm$ 0.96 d	6.77 $\pm$ 0.50 e	54.388
نسبت کربن به نیتروژن زی توده میکروبی	Summer	8.10 $\pm$ 0.36 c	10.38 $\pm$ 0.27 b	11.11 $\pm$ 0.28 ab	11.09 $\pm$ 0.29 ab	11.65 $\pm$ 0.46 a	16.869
MBC/MBN ratio	Autumn	8.09 $\pm$ 0.45 a	10.28 $\pm$ 0.42 a	10.27 $\pm$ 0.65	10.64 $\pm$ 0.48 a	11.14 $\pm$ 0.33 a	5.940

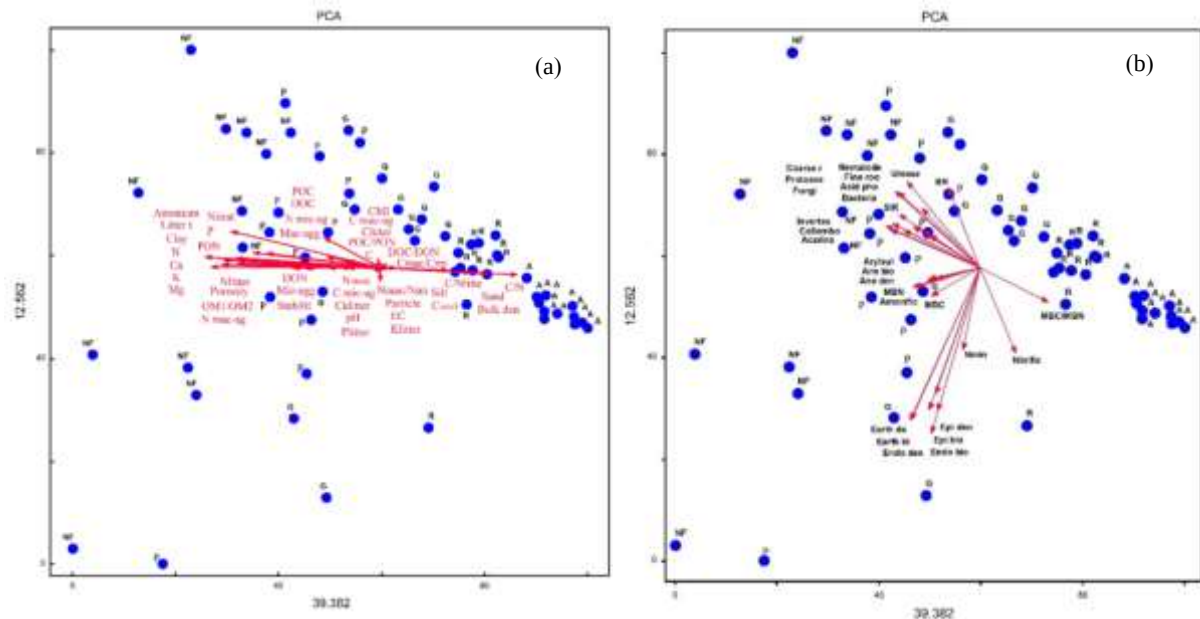
مشخصه‌های تغییر شکل نیتروژن

نتایج حاکی از وجود تفاوت‌های آماری معنی‌دار در مشخصه‌های خاک در پوشش‌های اراضی مورد بررسی می‌باشد (جدول ۴). طبق نتایج بدست آمده تقریباً اکثر مشخصه‌ها در رویشگاه جنگل طبیعی دارای بیشترین مقدار در حالی که در عرصه کشاورزی دارای کمترین مقادیر این مشخصه‌ها می‌باشد. بر طبق نتایج نیتریفیکاسیون و معدنی شدن نیتروژن در کاربری‌های مختلف در دو فصل تابستان و پاییز روند نزولی داشتند. نوع پوشش گیاهی همچنین می‌تواند اثرات معنی‌داری بر تغییرپذیری مقادیر آمونیوم و نترات خاک داشته باشد. در همین خصوص مرور منابع (Wang & Dalal, 2006; Li et al., 2014) بیانگر اثرات مثبت پوشش‌های درختی بر انباشت محتویات آمونیوم و نترات خاک می‌باشد.

وجود پوشش درختان در رویشگاه جنگلی شرایط مناسبی را برای فعالیت‌های میکروبی خاک فراهم کرده و همین امر منجر به افزایش تنفس میکروبی خاک شده است. زی توده میکروبی خاک شاخص اندازه جمعیت میکروبی خاک است و به نوع مدیریت اکوسیستم بسیار حساس است. تخریب زیستگاه جمعیت میکروبی خاک را بسیار کاهش می‌دهد (Saviozzi et al., 2001). بخشی از این کاهش جمعیت به دلیل کمیت و کیفیت بقایای گیاهی است که به خاک وارد می‌شود. تنوع بقایای گیاهی در هر اکوسیستم می‌تواند زیست توده میکروبی خاک را تقویت کند. تبدیل رویشگاه جنگل به سایر کاربری‌های اراضی در پژوهش حاضر منجر به کاهش محتوی رطوبت خاک و حاصلخیزی آن شده است (Bini et al., 2013)، که می‌تواند اثرات منفی بر زیست توده میکروبی خاک داشته باشد (Guillaume et al., 2016).

جدول ۴- تجزیه واریانس (میانگین $\pm$ اشتباه معیار) مشخصه‌های تغییر شکل نیتروژن در رویشگاه‌های مورد مطالعه
Table 4- ANOVA (Mean $\pm$ standard error) Nitrogen transformation characteristics in the studied habitats

تغییر شکل نیتروژن Nitrogen transformation	رویشگاه Habitats						تجزیه واریانس ANOVA	
	فصل Season	جنگل طبیعی Natural forest	جنگل کاری Plantation	باغ Garden	مرتع Rangeland	کشاورزی Agriculture	مقدار F F value	معنی‌داری Sig.
نترات NO ₃ (mg kg ⁻¹)	Summer	26.57 $\pm$ 2.08 a	19.12 $\pm$ 1.26 b	17.46 $\pm$ 0.98 b	11.85 $\pm$ 0.38 c	6.52 $\pm$ 0.64 d	38.630	0.000
آمونیم NH ₄ (mg kg ⁻¹)	Summer	11.02 $\pm$ 0.58 a	10.54 $\pm$ 0.43 a	8.33 $\pm$ 0.38 b	6.68 $\pm$ 0.65 c	4.01 $\pm$ 0.49 d	31.493	0.000
نیتریفیکاسیون Nitrification (mg NO ₃ ⁻ kg ⁻¹)	Summer	0.32 $\pm$ 0.03 c	0.19 $\pm$ 0.05 abc	0.27 $\pm$ 0.05 bc	0.16 $\pm$ 0.02 ab	0.10 $\pm$ 0.03 a	3.540	0.012
آمونیفیکاسیون Ammonification (mg NH ₄ ⁺ kg ⁻¹)	Summer	0.36 $\pm$ 0.03 a	0.22 $\pm$ 0.04 b	0.23 $\pm$ 0.05 b	0.13 $\pm$ 0.03 bc	0.08 $\pm$ 0.03 c	8.704	0.000
معدنی‌شدن نیتروژن N mineralization (mg N kg soil ⁻¹)	Summer	0.09 $\pm$ 0.05 a	0.07 $\pm$ 0.03 a	0.06 $\pm$ 0.04 a	0.04 $\pm$ 0.03 a	0.03 $\pm$ 0.02 a	0.360	0.836
نترات NO ₃ (mg kg ⁻¹)	Autumn	16.92 $\pm$ 1.29 a	13.53 $\pm$ 1.18 b	8.86 $\pm$ 0.33 c	4.78 $\pm$ 0.43 d	2.28 $\pm$ 0.20 e	53.982	0.000
آمونیم NH ₄ (mg kg ⁻¹)	Autumn	6.20 $\pm$ 0.80 a	3.29 $\pm$ 0.20 b	2.22 $\pm$ 0.24 bc	1.89 $\pm$ 0.12 d	0.91 $\pm$ 0.05 d	27.175	0.000
نیتریفیکاسیون Nitrification (mg NO ₃ ⁻ kg ⁻¹)	Autumn	0.24 $\pm$ 0.04 b	0.22 $\pm$ 0.04 b	0.20 $\pm$ 0.01 b	0.10 $\pm$ 0.02 a	0.05 $\pm$ 0.01 a	9.146	0.000
آمونیفیکاسیون Ammonification (mg NH ₄ ⁺ kg ⁻¹)	Autumn	0.22 $\pm$ 0.05 a	0.16 $\pm$ 0.01 ab	0.13 $\pm$ 0.01 b	0.05 $\pm$ 0.01 c	0.00 $\pm$ 0.00 c	14.403	0.000
معدنی‌شدن نیتروژن N mineralization (mg N kg soil ⁻¹)	Autumn	0.06 $\pm$ 0.02 a	0.06 $\pm$ 0.04 a	0.07 $\pm$ 0.02 a	0.05 $\pm$ 0.02 a	0.05 $\pm$ 0.01 a	0.891	0.278



شکل ۲- ارتباط کاربری‌های مختلف اراضی: جنگل طبیعی (AF)، جنگل کاری (NF)، باغ (G)، مرتع (R) و کشاورزی (A). (a)، با ویژگی‌های لایه آلی، فیزیکی و شیمیایی خاک، (b) و ویژگی‌های زیستی خاک در آنالیز مؤلفه‌های اصلی

Figure 2- The relationship between different land use: Natural forest (NF), Plantation (P), Garden (G), Rangeland (R) and Agriculture (A). (a) with the characteristics of the organic, physical and chemical soil, (b) and the biological characteristics of the soil in principal component analysis

بر حفظ این اکوسیستم‌ها با استفاده از روش‌های نو و علمی، بهره‌برداری و جلوگیری از افزایش تخریب الزامی می‌باشد. شناخت ویژگی‌های خاک به‌همراه اجزای زنده موجود در آن و درک چگونگی اثرپذیری متقابل آن‌ها به‌عنوان یکی از پایه‌های مدیریت اصولی اکوسیستم‌های طبیعی مطرح می‌باشد. اثر تخریب رویشگاه و تغییر کاربری اراضی را می‌توان به وضوح در نتایج این تحقیق مشاهده کرد. نتایج حاکی از آنست که تغییر کاربری از رویشگاه جنگلی به مرتع و کشاورزی اثر قابل توجهی بر کیفیت بقایای گیاهی، خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و مشخصه‌های زیستی خاک دارند. نتایج حاصل از پژوهش تأثیر کاربری‌های مختلف اراضی در فصول تابستان و پاییز بر میزان فعالیت‌های زیستی خاک نشان داد که بیش‌ترین فعالیت گروه‌های زیستی کرم‌های خاکی (ایی ژئیک، آنسٹیک و اندوژئیک)، کنه، پادمان، نماتد و پروتوزوئر تحت پوشش جنگل در فصل پاییز بیشتر از تابستان بوده است. این در حالی است که بیش‌ترین میزان باکتری و قارچ در کاربری جنگل در فصل تابستان مشاهده شد. طبق نتایج این پژوهش استفاده از پوشش چوبی در منطقه می‌تواند در سالیان آتی در بلند مدت کیفیت بهتری در خاک ایجاد کند. همچنین در خصوص اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک اطلاعات ارزشمندی در اختیار مدیران منابع طبیعی قرار داده و کمک شایانی نماید.

با توجه به اینکه، این مشخصه‌های خاک در ارتباط مستقیم با مقادیر نیتروژن کل و واکنش خاک می‌باشند (Li et al., 2014). لذا افزایش آمونیوم و نیترات تحت پوشش‌های جنگلی می‌تواند به واسطه تجمع بیشتر نیتروژن و مقادیر بالاتر واکنش در خاک این نوع از پوشش اراضی باشد. تغییر کمیت و کیفیت لاشه‌ریزه پوشش‌های گیاهی به وسیله تغییرات ترکیب گونه‌های گیاهی، بر میزان معدنی‌شدن نیتروژن خاک اثر می‌گذارد (Ollinger et al., 2002). وجود گونه‌های درختی در رویشگاه‌ها می‌تواند اثرات مثبتی بر میزان معدنی‌شدن نیتروژن خاک در تابستان داشته باشد (Prescott, 2010). معدنی‌شدن نیتروژن با محتوی رس و میزان واکنش خاک همبستگی مثبت دارد (Qi et al., 2011)، در همین ارتباط، مقادیر بالاتر محتوی رس، واکنش و نیتروژن خاک در اراضی جنگلی شرایط مساعدتری را برای فعالیت‌های میکروبی مؤثر در فرآیند معدنی‌شدن نیتروژن خاک فراهم آورده است. مقادیر منفی نیتریفیکاسیون و معدنی‌شدن نیتروژن، نشان دهنده مصرف شدن نیتروژن آلی توسط ریزجانداران در طول دوره انکوباسیون است که می‌تواند به دلیل استفاده از این منبع برای تأمین انرژی و نیتروژن مورد نیاز جمعیت میکروبی برای انجام فرآیند تجزیه بقایای گیاهی و معدنی شدن عناصر غذایی از جمله نیتروژن باشد (Luo et al., 2020).

نتیجه‌گیری

با توجه به اهمیت غیر قابل انکار پوشش‌های گیاهی چوبی، علاوه

References

1. Adl, S.M., Acosta-Mercado, D., Anderson, T.R., & Lynn, D.H. (2006). Protozoa, supplementary material. *Soil Sampling and Methods of Analysis*, 2(1), 455-470.
2. Aguilar-Fernández, R., Gavito, M.E., Peña-Claros, M., Pulleman, M., & Kuyper, T.W. (2020). Exploring linkages between supporting, regulating, and provisioning ecosystem services in rangelands in a tropical agro-forest frontier. *Land*, 9(12), 511. <https://doi.org/10.3390/land9120511>
3. Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry* (Issue 631.46 M592ma). Academic Press. <https://doi.org/10.4236/ns.2012.41011>
4. Alkorta, I., Aizpurua, A., Riga, P., Albizu, I., Amézaga, I., & Garbisu, C. (2003). Soil enzyme activities as biological indicators of soil health. *Reviews on Environmental Health*, 18(1), 65-73. <https://doi.org/10.1515/REVEH.2003.18.1.65>
5. Allison, L.E. (1975). *Organic carbon*. In: Black CA. *Methods of soil analysis*. American Society of Agronomy, Part, 2.
6. Aminiyan, M.M., Sinegani, A.A.S., & Sheklabadi, M. (2015). Aggregation stability and organic carbon fraction in a soil amended with some plant residues, nanozeolite, and natural zeolite. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 4(1), 11-22. <https://doi.org/10.1007/s40093-014-0080-0>
7. Anderson, T.H., & Domsch, K.H. (1990). Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, 22(2), 251-255. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90094-G](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90094-G)
8. Arias Ortiz, A., Masqué Barri, P., Glass, L., Benson, L., Kennedy, H., Duarte, C.M., & Lovelock, C.E. (2020). Losses of soil organic carbon with deforestation in mangroves of Madagascar. 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00500-z>
9. Asadu, C.L.A., Nwafor, I.A., & Chibuike, G.U. (2015). Contributions of microorganisms to soil fertility in adjacent forest, fallow and cultivated land use types in Nsukka, Nigeria. *International Journal of Agriculture and Forestry*, 5(3), 199-204. <https://doi.org/10.5923/j.ijaf.20150503.04>
10. Augusto, L., De Schrijver, A., Vesterdal, L., Smolander, A., Prescott, C., & Ranger, J. (2015). Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, 90(2), 444-466. <https://doi.org/10.1111/brv.12119>
11. Azizi Mehr, M., Kooch, Y., & Hosseini, S.M. (2020). The effect of forest degradation intensity on the dynamics of soil microbial activities and biochemical in the plain region of Noshahr. *Iranian Journal of Forest*, 12(2), 175-188.
12. Bayranvand, M., Kooch, Y., & Rey, A. (2017). Earthworm population and microbial activity temporal dynamics in a Caspian Hyrcanian mixed forest. *European Journal of Forest Research*, 136(3), 447-456. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1044-5>
13. Berg, B., & McClaugherty, C. (2008). *Plant Litter Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Second edition, Berlin: Springer Publication. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-38821-7>
14. Berkemann, D., Schneider, D., Meryandini, A., & Daniel, R. (2020). Unravelling the effects of tropical land use conversion on the soil microbiome. *Environmental Microbiome*, 15(3), 178-185. <https://doi.org/10.1186/s40793-020-0353-3>
15. Bini, D., Dos Santos, C.A., Bouillet, J.P., de Morais Goncalves, J.L., & Cardoso, E.J.B.N. (2013). *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in monoculture and intercropped plantations: evolution of soil and litter microbial and chemical attributes during early stages of plant development. *Applied Soil Ecology*, 63(4), 57-66. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.09.012>
16. Birkhofer, K., Diekötter, T., Boch, S., Fischer, M., Müller, J., Socher, S., & Wolters, V. (2011). Soil fauna feeding activity in temperate grassland soils increases with legume and grass species richness. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(10), 2200-2207. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.07.008>
17. Blake, G.R., & Hartge, K.H. (1986). *Particle density*. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of soil analysis*. Part 1. Physical and mineralogical methods, 2nd ed. SSSA Book Ser. 5. ASA and SSSA, Madison, WI, 377-382.
18. Blair, G.J., Lefroy, R.D., & Lisle, L. (1995). Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research*, 46(7), 1459-1466.
19. Bower, C.A., Reitemeier, R.F., & Fireman, M. (1952). Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Science*, 73, 251-261.
20. Bremner, J.M., & Mulvaney, C.S. (1982). *Nitrogen-total total*. In 'Methods of Soil Analyses. Part 2: Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy, Madison, 595-624. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c31>
21. Bremner, J.M., & Mulvaney, C.S. (1982). *Nitrogen-total* (In: *Methods of Soil Analysis*, Part 2, Eds: RH Miller, RR Keeney).

22. Brinkmann, N., Schneider, D., Sahner, J., Ballauff, J., Edy, N., Barus, H., Irawan, B., Budi, S.W., Qaim, M., Daniel, R., & Polle, A. (2019). Intensive tropical land use massively shifts soil fungal communities. *Scientific Reports*, 9(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-39829-4>
23. Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G., & Jenkinson, D.S. (1985). Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 17(6), 837-842. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(85\)90144-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90144-0)
24. Chapman, H.D., & Pratt, P.F. (1962). Methods of analysis for soils, plants and waters. *Soil Science*, 93(1), 68. <https://doi.org/10.2136/sssaj1963.03615995002700010004x>
25. Chase, P., & Singh, O.P. (2014). Soil nutrients and fertility in three traditional land use systems of Khonoma, Nagaland, India. *Resources and Environment*, 4(4), 181-189. <https://doi.org/10.5923/j.re.20140404.01>
26. Cheng, F., Peng, X., Zhao, P., Yuan, J., Zhong, C., Cheng, Y., Cui, C., & Zhang, S. (2013). Soil microbial biomass, basal respiration and enzyme activity of main forest types in the Qinling Mountains. *PloS One*, 8(6), e67353. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067353>
27. Chi, Y., Shi, H., Wang, X., Qin, X., Zheng, W., & Peng, S. (2016). Impact factors identification of spatial heterogeneity of herbaceous plant diversity on five southern islands of Miaodao Archipelago in North China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 34(5), 937-951. <https://doi.org/10.1007/s00343-016-5111-4>
28. Day, A., & Chaudhur, P.S. (2014). Earthworm community structure of pineapple (*Ananas comosus*) plantations under monoculture and mixed culture in West Tripura, India. *Tropical Ecology*, 55(1), 1-17.
29. Di Carlo, E., Chen, C.R., Haynes, R.J., Phillips, I.R., & Courtney, R. (2019). Soil quality and vegetation performance indicators for sustainable rehabilitation of bauxite residue disposal areas: a review. *Soil Research*, 57(5), 419-446. <https://doi.org/10.1071/SR18348>
30. Elliott, E.T., & Cambardella, C.A. (1991). Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 34(1-4), 407-419. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(91\)90124-G](https://doi.org/10.1016/0167-8809(91)90124-G)
31. Erdmann, G., Scheu, S., & Maraun, M. (2012). Regional factors rather than forest type drive the community structure of soil living oribatid mites (*Acari oribatida*). *Experimental and Applied Acarology*, 57(2), 157-169. <https://doi.org/10.1007/s10493-012-9546-9>
32. Fabíola Barros, M., Pinho, B.X., Leão, T., & Tabarelli, M. (2018). Soil attributes structure plant assemblages across an Atlantic forest mosaic. *Journal of Plant Ecology*, 11(4), 613-622. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtx037>
33. Fenetahun, Y., Yuan, Y., Xinwen, X., Fentahun, T., Nzabarinda, V., & Yong-dong, W. (2021). Impact of grazing intensity on soil properties in Teltele rangeland, Ethiopia. *Frontiers Environmental Sciences*, 9, 664104. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.664104>
34. Ferreira, A.C.C., Leite, L.F.C., Araújo, A.S.F., & Eisenhauer, N. (2016). Land use type effects on soil organic Carbon and microbial properties in a semi-arid region of Northeast Brazil. *Land Degradation and Development*, 27(2), 171-178. <https://doi.org/10.1002/ldr.2282>
35. Fouché, J., Christiansen, C.T., Lafrenière, M.J., Grogan, P., & Lamoureux, S.F. (2020). Canadian permafrost stores large pools of ammonium and optically distinct dissolved organic matter. *Nature Communications*, 11(1), 4500. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18331-w>
36. Galindo, V., Giraldo, C., Lavelle, P., Armbrrecht, I., & Fonte, S.J. (2022). Land use conversion to agriculture impacts biodiversity, erosion control, and key soil properties in an Andean watershed. *Ecosphere*, 13(3), e3979. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3979>
37. Gharibreza, M., Zaman, M., Porto, P., Fulajtar, E., Parsaei, L., & Eisaei, H. (2020). Assessment of deforestation impact on soil erosion in loess formation using 137Cs method (case study: Golestan Province, Iran). *International Soil and Water Conservation Research*, 8(4), 393-405. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.07.006>
38. Guangming, L., Xuechen, Z., Xiuping, W., Hongbo, S., Jingsong, Y., & Xiangping, W. (2017). Soil enzymes as indicators of saline soil fertility under various soil amendments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 237, 274-279. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.004>
39. Guendehou, G.S., Liski, J., Tuomi, M., Moudachirou, M., Sinsin, B., & Makipaa, R. (2014). Decomposition and changes in chemical composition of leaf litter of five dominant tree species in a West African tropical forest. *Tropical Ecology*, 55, 207-220.
40. Guillaume, T., Maranguit, D., Murtillaksono, K., & Kuzyakov, Y. (2016). Sensitivity and resistance of soil fertility indicators to land-use changes: new concept and examples from conversion of Indonesian rainforest to plantations. *Ecological Indicators*, 67(8), 49-57. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.039>
41. Haghdoost, N., Akbarinia, M., Hosseini, S.M., & Kooch, Y. (2011). Conversion of Hyrcanian degraded forests to plantations: Effects on soil C and N stocks. *Annals of Biological Research*, 50(2), 385-399.
42. Hatton, P.J., Castanha, C., Torn, M.S., & Bird, J.A. (2015). Litter type control on soil C and N stabilization dynamics in a temperate forest. *Global Change Biology*, 21(3), 1358-1367. <https://doi.org/10.1111/gcb.12786>
43. Hessen, D.O., Elser, J.J., Sterner, R.W., & Urabe, J. (2013). Ecological stoichiometry: An elementary approach using basic principles. *Limnol. Oceanogr*, 58(6), 2219-2236. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.6.2219>
44. Heydari, M., Eslaminejad, P., Valizadeh Kakhki, F., Mirab-balou, M., Omidipour, R., Prévosto, B., Kooch, Y., &

- Lucas-Borja, M.E. (2020). Soil quality and mesofauna diversity relationship are modulated by woody species and seasonality in semiarid oak forest. *Forest Ecology and Management*, 473(10), 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118332>
45. Jagadamma, S., Mayes, M.A., Steinweg, J.M., & Schaeffer, S.M. (2014). Substrate quality alters the microbial mineralization of added substrate and soil organic carbon. *Biogeosciences*, 11, 4665–4678. <https://doi.org/10.5194/bg-11-4665-2014>
46. Jiao, S., Li, J., Li, Y., Xu, Z., Kong, B., Li, Y., & Shen, Y. (2020). Variation of soil organic carbon and physical properties in relation to land uses in the Yellow River Delta, China. *Scientific Reports*, 10(1), 20317.
47. Jones, D.L., & Willett, V.B. (2006). Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic carbon (DOC) in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(5), 991–999. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.012>
48. Kemper, W.D., & Rosenau, R.C. (1986). Aggregate stability and size distribution. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*, 5, 425–442. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c17>
49. Kimmings, J.P. (1976). Evaluation of the consequences for future tree productivity of the loss of nutrients in whole-tree harvesting. *Forest Ecology and Management*, 1, 169-183. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(76\)90019-0](https://doi.org/10.1016/0378-1127(76)90019-0)
50. Klimek, B., & Niklińska, M. (2020). Fauna activity on soils developing on dead logs in an ancient inland temperate rainforest of North British Columbia (Canada). *Journal of Soils and Sediments*, 20(3), 2260–2265. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02559-1>
51. Kooch, Y., & Ghaderi, E. (2023). The effect of *Crataegus* and *Berberis* canopy types on bioindicators of soil quality in a semi-arid climate. *Journal of Arid Environments*, 208, 104862. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104862>
52. Kooch, Y. (2012). Soil variability related to pit and mound, canopy cover and individual trees in a Hyrcanian Oriental Beech stand. Ph.D. Thesis, Tarbiat Modares University, 203p.
53. Kooch, Y., & Bayranvand, M. (2017). Composition of tree species can mediate spatial variability of C and N cycles in mixed beech forests. *Forest Ecology and Management*, 401(10), 55-64. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.001>
54. Kooch, Y., & Noghre, N. (2020). Nutrient cycling and soil-related processes under different land covers of semi-arid rangeland ecosystems in northern Iran. *Catena*, 193, 104621. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104621>
55. Kooch, Y., Ehsani, S., & Akbarinia, M. (2020). Stratification of soil organic matter and biota dynamics in natural and anthropogenic ecosystems. *Soil and Tillage Research*, 200, 104621. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104621>
56. Kooch, Y., Ghorbanzadeh, N., Hajimirzaaghaee, S., & Francaviglia, R. (2023). Soil biological quality as affected by vegetation types in shrublands of a semi-arid montane environment. *Applied Soil Ecology*. 189. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.104980>
57. Kooch, Y., Rostayee, F., & Hosseini, S.M. (2016). Effects of tree species on topsoil properties and nitrogen cycling in natural forest and tree plantations of northern Iran. *Catena*, 144, 65-73. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.002>
58. Kooch, Y., Samadzadeh, B., & Hosseini, S.M. (2017). The effects of broad-leaved tree species on litter quality and soil properties in a plain forest stand. *Catena*, 150(3), 223-229. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.023>
59. Kooch, Y., Tarighat, F.S., & Haghverdi, K. (2022). Effect of forest and non-forest land covers on soil organic matter, fulvic and humic acids. *Ecology of Iranian Forest*, 39–46.
60. Korboulewsky, N., Perez, G., & Chauvat, M. (2016). How tree diversity affects soil fauna diversity: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 94(3), 94-106. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.024>
61. Kumari, M., Chakraborty, D., Gathala, M.K., Pathak, H., Dwivedi, B.S., Tomar, R.K., & Ladha, J.K. (2011). Soil aggregation and associated organic carbon fractions as affected by tillage in rice-wheat rotation in North India. *Soil Science Society of America Journal*, 75(2), 560-567. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0185>
62. Lazarova, S., Coyne, D., Rodríguez, M.G., Peteira, B., & Ciancio, A. (2021). Functional diversity of soil nematodes in relation to the impact of agriculture- a Review. *Diversity*, 13(2), 64. <https://doi.org/10.3390/d13020064>
63. Lee, S.-H., Kim, M.-S., Kim, J.-G., & Kim, S.-O. (2020). Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. *Sustainability*, 12(19), 8209. <https://doi.org/10.3390/su12198209>
64. León J.D., & Osorio N.W. (2014). Role of litter turnover in soil quality in tropical degraded lands of Colombia. *The Scientific World Journal*, 2, 1-11. <https://doi.org/10.1155/2014/693981>
65. Li, L., Vogel, J., He, Z., Zou, X., Ruan, H., Huang, W., Wang, J., & Bianchi, T.S. (2016). Association of soil aggregation with the distribution and quality of organic carbon in soil along an elevation gradient on Wuyi Mountain in China. *PloS One*, 11(3), p.e0150898. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150898>
66. Li, M., Zhou, X., Zhang, Q., & Cheng, X. (2014). Consequences of afforestation for soil nitrogen dynamics in Central China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 183(4), 40-46. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.018>
67. Liu, Y., Wang, S., Wang, Z., Zhang, Z., Qin, H., Wei, Z., Feng, K., Li, S., Wu, Y., Yin, H., Li, H., & Deng, Y. (2019). Soil microbiome mediated nutrients decline during forest degradation process. *Soil Ecology Letters*, 1(1-2), 59-71. <https://doi.org/10.1007/s42832-019-0009-7>
68. Luo, G., Xue, C., Jiang, Q., Xiao, Y., Zhang, F., Guo, S., Shen, Q., & Ling, N. (2020). Soil carbon, nitrogen, and

- phosphorus cycling microbial populations and their resistance to global change depend on soil C: N: P stoichiometry. *Msystems*, 5(3), e00162-20. <https://doi.org/10.1128/msystems.00162-20>
69. Mao, R., Zeng, D.H., Ai, G.Y., Yang, D., Li, L.J., & Liu, Y.X. (2010). Soil microbiological and chemical effects of a nitrogen-fixing shrub in poplar plantations in semi-arid region of Northeast China. *European Journal of Soil Biology*, 46(5), 325-329. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2010.05.005>
 70. Marcos, E., Calvo, L., Marcos, J.M., Taboada, A., & Tarrega, R. (2010). Tree effects on the chemical topsoil features of oak, beech and pine forests. *European Journal of Forest Research*, 129, 25–30. <https://doi.org/10.1007/s10342-008-0248-0>
 71. Matute, M.M. (2013). Soil nematodes of brassica rapa: influence of temperature and pH. *Advances in Natural Science*, 6(4), 20-26. <https://doi.org/10.3968/j.ans.1715787020130604.2858>
 72. Meyfroidt, P., Vu, T.P., & Hoang, V.A. (2013). Trajectories of deforestation, coffee expansion and displacement of shifting cultivation in the Central Highlands of Vietnam. *Global Environmental Change*, 23(5), 1187-1198. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.04.005>
 73. Miletić, Z., Knežević, M., Stajić, S., Košanin, O., & Đorđević, I. (2012). Effect of European black Alder monocultures on the characteristics of reclaimed mine soil. *International Journal of Environmental Research*, 6(3), 703-710.
 74. Mulia, R., Hoang, S.V., Dinh, V.M., Duong, N.B.T., Nguyen, A.D., Lam, D.H., Thi Hoang, D.T., & van Noordwijk, M. (2021). Earthworm diversity, forest conversion and agroforestry in Quang Nam Province, Vietnam. *Land*, 10(1), 10-36. <https://doi.org/10.3390/land10010036>
 75. Neatrou, M.A., Jones, R.H., & Golladay, S.W. (2005). Correlations between soil nutrient availability and fine-root biomass at two spatial scales in forested wetlands with contrasting hydrological regimes. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(12), 2934–2941. <https://doi.org/10.1139/x05-217>
 76. Neher, D., Wu, J., Barbercheck, M., & Anas, O. (2005). Ecosystem type affects interpretation of soil nematode community measures. *Applied Soil Ecology*, 30(1), 47-64. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.01.002>
 77. Nelson, D. W. a, & Sommers, L. (1983). Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, 9, 539–579. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29>
 78. Nilsson, M.-C., Wardle, D. A., & Dahlberg, A. (1999). Effects of plant litter species composition and diversity on the boreal forest plant-soil system. *Oikos*, 16–26. <https://doi.org/10.2307/3546566>
 79. Noguchi, K., Sakata, T., Mizoguchi, T., & Takahashi, M. (2005). Estimating the production and mortality of fine roots in a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantation using a minirhizotron technique. *Journal of Forest Research*, 10, 435–441. <https://doi.org/10.1007/s10310-005-0163-x>
 80. Nsabimana, D., Klemmedtson, L., Kaplin, B.A., & Wallin, G. (2008). Soil carbon and nutrient accumulation under forest plantations in southern Rwanda. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2(6), 142-149.
 81. Ollinger, S.V., Smith, M.L., Martin, M. E., Hallett, R.A., Goodale, C.L., & Aber, J.D. (2002). Regional variation in foliar chemistry and N cycling among forests of diverse history and composition. *Ecology*, 83(2), 339-355. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0339:RVIFCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0339:RVIFCA]2.0.CO;2)
 82. Osburn, E.D., McBride, S.G., Aylward, F.O., Badgley, B.D., Strahm, B.D., Knoepp, J.D., & Barrett, J. E. (2019). Soil bacterial and fungal communities exhibit distinct long-term responses to disturbance in temperate forests. *Frontiers Microbiology*, 10(12), 2872.
 83. Osman, K.T. (2013). Physical properties of forest soils. In *Forest Soils*, 19-44. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-02541-4_2
 84. Page, A.L., Miller, R.H., & Jeeney, D.R. (1970). *Methods of soil analysis*, Part 1. Physical properties. SSSA Publication, Madison.
 85. Parsapour, M.K., Kooch, Y., Hosseini, S.M., & Alavi, S.J. (2018). Litter and topsoil in *Alnus subcordata* plantation on former degraded natural forest land: a synthesis of age-sequence. *Soil and Tillage Research*, 179, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.008>
 86. Pérez-Corona, M.E., Hernández, M.C.P., & de Castro, F.B. (2006). Decomposition of alder, ash, and poplar litter in a Mediterranean riverine area. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37(7-8), 1111-1125. <https://doi.org/10.1080/00103620600588496>
 87. Pires, L.F., Brinatti, A.M., Saab, S.C., & Cássaro, F.A.M. (2014). Porosity distribution by computed tomography and its importance to characterize soil clod samples. *Applied Radiation and Isotopes*, 92, 37–45. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2014.06.010>
 88. Prescott, C.E. (2010). Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils?. *Biogeochemistry*, 101(1-3), 133-149. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0>
 89. Qi, G., Wang, Q., Zhou, W., Ding, H., Wang, X., Qi, L., & Dai, L. (2011). Moisture effect on carbon and nitrogen mineralization in topsoil of Shanghai Mountain, Northeast China. *Journal of Forest Science*, 57(8), 340-348.
 90. Qiu, Q., Li, J.Y., Wang, J.H., He, Q., Su, Y., & Ma, J.W. (2015). Interactions between soil water and fertilizer application on fine root biomass yield and morphology of *Catalpa bungei* seedlings. *Applied Mechanics and Materials*, 700, 323–333. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.700.323>

91. Ribeiro, C., Madeira, M., & Araújo, M.C. (2002). Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *Forest Ecology and Management*, 171(1-2), 31-41. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00459-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00459-0)
92. Robertson, G.P., Coleman, D.C., Sollins, P., & Bledsoe, C.S. (1999). *Standard soil methods for long-term ecological research* (Vol. 2). Oxford University Press on Demand.
93. Rodríguez-Loinaz, G., Onaindia, M., Amezcaga, I., Mijangos, I., & Garbisu, C. (2008). Relationship between vegetation diversity and soil functional diversity in native mixed-oak forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(1), 49-60. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.04.015>
94. Rothe, A., Cromack, K., Resh, S.C., Makineci, E., & Son, Y. (2002). Soil carbon and nitrogen changes under Douglas-fir with and without red alder. *Soil Science Society of America Journal*, 66(6), 1988-1995. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1988>
95. Rqnn, R.M., Griffiths, B.S., & Young, I.M. (2001). Protozoa, nematodes and N-mineralization across a prescribed soil textural gradient. *Pedobiologia*, 45(6), 481-495. <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00101>
96. Sabais, A.C.W., Scheu, S., & Eisenhauer, N. (2011). Plant species richness drives the density and diversity of Collembola in temperate grassland. *Acta Oecologica*, 37(3), 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.02.002>
97. Sabrina, T., Hanafi, M.M., Nor Azwady, A.A., & Mahmud, T.M.M. (2009). Earthworm populations and cast properties in the soils of oil Palm plantations. *Journal of Soil Sciences*, 13, 29-42.
98. Sarlo, M. (2006). Individual tree species effect on earthworm biomass in a tropical plantation panama. *Caribbean Journal of Science*, 42(3), 419-427
99. Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Cardelli, R., & Riffaldi, R. (2001). A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant and Soil*, 233(2), 251-259. <https://doi.org/10.1023/A:1010526209076>
100. Sayer, E.J., Tanner, E.V.J., & Cheesman, A.W. (2006). Increased litterfall changes fine root distribution in a moist tropical forest. *Plant and Soil*, 281, 5-13. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-6334-x>
101. Schelfhout, S., Mertens, J., Verheyen, K., Vesterdal, L., Baeten, L., Muys, B., & De Schrijver, A. (2017). Tree species identity shapes earthworm communities. *Forests*, 8(3), 85. <https://doi.org/10.3390/f8030085>
102. Schellenberg, J., & Bergmeier, E. (2020). Heathland plant species composition and vegetation structures reflect soil-related paths of development and site history. *Applied Vegetation Sciences*, 23(3), 386-405. <https://doi.org/10.3390/f8030085>
103. Schulp, C.J., Nabuurs, G.J., Verburg, P.H., & de Waal, R.W. (2008). Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest Ecology and Management*, 256(3), 482-490. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.007>
104. Sharrow, S.H., & Ismail, S. (2004). Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems*, 60, 123-130.
105. Silver, W.L., Neff, J., McGroddy, M., Veldkamp, E., Keller, M., & Cosme, R. (2000). Effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem. *Ecosystems*, 3(2), 193-209. <https://doi.org/10.1007/s100210000019>
106. Singh, J.S., Singh, D.P., & Kashyap, A.K. (2009). A comparative account of the microbial biomass-N and N-mineralization of soils under natural forest, grassland and crop field from dry tropical region, India. *Plant Soil Environ*, 55(6), 223-230.
107. Singha, D., Brearley, F.Q., & Tripathi, S.K. (2020). Fine root and soil nitrogen dynamics during stand development following shifting agriculture in Northeast India. *Forests*, 11(12), 1236. <https://doi.org/10.3390/f11121236>
108. Six, J., Callewaert, P., Lenders, S., De Gryze, S., Morris, S.J., Gregorich, E.G., Paul, E.A., & Paustian, K. (2002). Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Science Society of America Journal*, 66(6), 1981-1987. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1981>
109. Sofo, A., Mininni, A.N., & Ricciuti, P. (2020). Soil macrofauna: A key factor for increasing soil fertility and promoting sustainable soil use in fruit orchard agrosystems. *Agronomy*, 10(4), 456. <https://doi.org/10.3390/agronomy10040456>
110. Sohrabi, H., Jourgholami, M., Lo Monaco, A., & Picchio, R. (2022). Effects of forest harvesting operations on the recovery of earthworms and nematodes in the Hyrcanian old-growth forest: assessment, mitigation, and best management practice. *Land*, 11(5), 746. <https://doi.org/10.3390/land11050746>
111. Song, M., Li, X., Jing, S., Lei, L., Wang, J., & Wan, S. (2016). Responses of soil nematodes to water and nitrogen additions in old-field grassland. *Applied Soil Ecology*, 102(3), 53-60. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.02.011>
112. Soto, L., Galleguillos, M., Seguel, O., Sotomayor, B., & Lara, A. (2019). Assessment of soil physical properties' statuses under different land covers within a landscape dominated by exotic industrial tree plantations in south-central Chile. *Journal of Soil and Water Conservation*, 74(1), 12-23. <https://doi.org/10.2489/jswc.74.1.12>
113. Suthar, S. (2012). Seasonal dynamics in earthworm density, casting activity and soil nutrient cycling under Bermuda grass (*Cynodon dactylon*) in semiarid tropics, India. *The Environmentalist*, 32(4), 503-511. <https://doi.org/10.1007/s10669-012-9419-0>
114. Tang, T., Sun, X., Luo, Z., He, N., & Sun, O.J. (2018). Effects of temperature, soil substrate, and microbial

- community on carbon mineralization across three climatically contrasting forest sites. *Ecology and Evolution*, 8(2), 879-891. <https://doi.org/10.1002/ece3.3708>
115. Tavakoli, M., Kooch, Y., & Akbarinia, M. (2018a). Frequency and diversity of worms in topsoil of degraded and reclaimed forest habitats of the Caspian region. *Iranian Journal of Forest*, 10(3), 293-306.
 116. Tengberg, A., Fredhøim, S., Ellsø, I., Knez, I., Saltzman, K., & Wetterberg, O. (2012). Cultural ecosystem services provided by landscapes: assessment of Heritage values and identity. *Ecosystem Services*, 2, 14-26. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.006>
 117. Uvarov, A.V. (2009). Inter- and intraspecific interactions in lumbricid earthworms: their role for earthworm performance and ecosystem functioning. *Pedobiologia*, 53(1), 1-27. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2009.05.001>
 118. Vogel, J.G., & Gower, S.T. (1998). Carbon and nitrogen dynamics of boreal jack pine stands with and without a green alder understory. *Ecosystems*, 1(4), 386-400.
 119. Vohland, K., & Schroth, G. (1999). Distribution patterns of the litter macro fauna in agroforestry and monoculture plantations in central Amazonia as affected by plant species and management. *Applied Soil Ecology*, 13(1), 57-68. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(99\)00021-9](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(99)00021-9)
 120. Voříšková, J., Brabcová, V., Cajthaml, T., & Baldrian, P. (2014). Seasonal dynamics of fungal communities in a temperate oak forest soil. *New Phytologist*, 201(1), 269-278. <https://doi.org/10.1111/nph.12481>
 121. Wadud Khan, M.A., Bohannan, B.J.M., Nusslein, K., Tiedje, J.M., Tringe, S.G., Parlane, E., Barberan, A., & Rodrigues, J.L.M. (2019). Deforestation impacts network co-occurrence patterns of microbial communities in Amazon soils. *Microbiology Ecology*, 95(2), 1-12. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiy230>
 122. Wang, B., Xue, S., Liu, G., Bin, Zhang, G.H., Li, G., & Ren, Z.P. (2012). Changes in soil nutrient and enzyme activities under different vegetations in the Loess Plateau area, Northwest China. *Catena*, 92, 186-195. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.12.004>
 123. Wang, Q., & Dalal, S. (2006). Microbial biomass in subtropical forest soils: effect of conversion of natural secondary broad-leaved forest to *Cunninghamia lanceolata* plantation. *Journal of Forestry Research*, 17(3), 197-200.
 124. Wang, Q., Xiao, F., He, T., & Wang, S. (2010). Responses of labile soil organic carbon and enzyme activity in mineral soils to forest conversion in the subtropics. *Annals of Forest Science*, 70, 579-587. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0294-8>
 125. Wen-Jie, W.A.N.G., Ling, Q., Yuan-Gang, Z.U., Dong-Xue, S.U., Jing, A., Hong-Yan, W.A.N.G., Guan-Yu, Z.H.E.N.G., Wei, S., & Xi-Quan, C.H.E.N. (2011). Changes in soil organic carbon, nitrogen, pH and bulk density with the development of larch (*Larix qmelinii*) plantations in China. *Global Change Biology*, 17(8), 2657-2676. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02447.x>
 126. Wenxiang, H., Xin, J., & Yongrong, B. (2002). Study on soil enzyme activity effected by dimehyppo. *Xibei Nonglin Keji Daxue Xuebao (China)*.
 127. Wollum, A.G. (1982). Cultural methods for soil microorganisms. Methods of soil analysis: part 2 *chemical and microbiological properties*, 9:781-802. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c37>
 128. Xiao, L., Bi, Y., Du, S., Wang, Y., Guo, C., & Christie, P. (2021). Response of ecological stoichiometry and stoichiometric homeostasis in the plant-litter-soil system to re-vegetation type in arid mining subsidence areas. *Journal of Arid Environments*, 184(7), 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104298>
 129. Yuan, Z.Y., & Chen, H.Y. (2010). Fine root biomass, production, Turnover rates, and nutrient contents in Boreal forest ecosystems in relation to species, climate, fertility, and stand age: Literature Review and Meta-Analyses. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 29(4), 204-221. <https://doi.org/10.1080/07352689.2010.483579>
 130. Yue, B.B., Li, X., Zhang, H.H., Jin, W.W., Xu, N., Zhu, W.X., & Sun, G.Y. (2013). Soil microbial diversity and community structure under continuous Tobacco cropping. *Soils*, 45(1), 116-119.
 131. Zancan, S., Trevisan, R., & Paoletti, M.G. (2006). Soil algae composition under different agro-ecosystems in North-Eastern Italy. *Agriculture Ecosystem Environment*, 112(1), 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.06.018>
 132. Zeraatpisheh, M., Bakhshandeh, E., Hosseini, M., & Alavi, S.M. (2020). Assessing the effects of deforestation and intensive agriculture on the soil quality through digital soil mapping. *Geoderma*, 363, 114139. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114139>
 133. Zhang, L., Jing, Y., Chen, C., Xiang, Y., Rezaei Rashti, M., Li, Y., Deng, Q., & Zhang, R. (2021). Effects of biochar application on soil nitrogen transformation, microbial functional genes, enzyme activity, and plant nitrogen uptake: A meta-analysis of field studies. *GCB Bioenergy*, 13(12), 1859-1873. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12898>
 134. Zhao, C., Li, Y., Zhang, C., Miao, Y., Liu, M., Zhuang, W., Shao, Y., Zhang, W., & Fu, S. (2021). Considerable impacts of litter inputs on soil nematode community composition in a young *Acacia crassicapa* plantation. *Soil Ecology Letters*, 3, 145-155. <https://doi.org/10.1007/s42832-021-0085-3>
 135. Zhou, W.J., Sha, L.Q., Schaefer, D.A., Zhang, Y.P., Song, Q.H., Tan, Z.H., & Guan, H.L. (2015). Direct effects of litter decomposition on soil dissolved organic carbon and nitrogen in a tropical rainforest. *Soil Biology and Biochemistry*, 81(2), 255-258. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.11.019>



Evaluation of the Effects of Replacing Struvite with Triple Superphosphate Fertilizer on Some Physiological Indices and Phosphorus Availability in Wheat

T. Nazari¹, M. Barani Motlagh^{2*}, S.O. Rastegar³, M.H. Sedri⁴

1 and 2- Ph.D. Student and Associate Professor, Department of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: mbarani@gu.ac.ir)

3- Associate Professor, Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran

4- Associate Professor, Soil and Water Research Department, Kurdistan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Sanandaj, Iran

Received: 05-12-2023
Revised: 15-01-2024
Accepted: 16-01-2024
Available Online: 16-01-2024

How to cite this article:

Nazari, T., Barani Motlagh, M., Rastegar, S.O., & Sedri, M.H. (2024). Evaluation of the effects of replacing struvite with triple superphosphate fertilizer on some physiological and phosphorus availability in wheat. *Journal of Water and Soil*, 38(1), 127-142. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/jsw.2024.85725.1362>

Introduction

Phosphorus is an essential element for all living organisms, and it cannot be replaced by any other element. Phosphorus has however a limited resource, and it is estimated that the extracted phosphorus resources (Apatite) will last for another 50 to 100 years. One of the most widely used technologies for recycling phosphorus is the precipitation of phosphorus from sewage sludge and leachate. Phosphorus Recovery as struvite ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) from sewage sludge has attracted special attention due to its potential for use as an ecological and slow release fertilizer. Struvite is a white, grain-like solid, odor-free and sludge-free ingredient, composed of magnesium, ammonium and phosphate at equal molar concentrations. Therefore, this study is designed to examine the effect of struvite replacement with triple superphosphate fertilizer on some physiological parameters and phosphorus availability in wheat plants in calcareous soils deficient in phosphorus.

Methods and Materials

Soil with phosphorus deficiency was collected from 0-30 cm depth under arable lands of Hajjiabad-e Seyyedeh located in Ghorveh township, Kurdistan Province, Iran. The soil was air-dried and ground to pass through a 2-mm sieve, followed by laboratory analysis to determine its physico-chemical properties. The struvite used in the research was obtained by optimizing the three main factors of sulfuric acid concentration, solid-to-liquid ratio, and time for the leaching process, and the three key factors of Mg:P ratio, N:P ratio and pH for the precipitation process by Response Surface Methodology. To achieve the aim of this study a factorial experiment was carried based on completely randomized design with 4 replications. The factors included the application of different proportions of struvite replaced with triple superphosphate (S0:P0, S0:P100, S25:P75, S50:P50, S75:P25 and S100:P0) and 3 levels of phosphorus (50, 100 and 150 kg TSP ha⁻¹) and a total of 54 pots. The application rate for struvite was calculated based on total phosphorus (P_2O_5). Then 10 wheat seeds were planted in each pot at 2-cm depth which after plant emerging and greening, declined to 4 plants in each pot. The pots were randomly moved twice a week



©2024 The author(s). This is an open access article distributed under [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source.

<https://doi.org/10.22067/jsw.2024.85725.1362>

during the growth period to eliminate environmental effects. Irrigation and weeding operations were applied by hand. Plants were harvested 60 days after planting (beginning of flowering), washed with distilled water and dried with tissue paper. The samples were air-dried and then oven dried at 70°C to a constant weight in a forced air-driven oven. Phosphorus concentrations in plant extracts were measured by the molybdenum vanadate or yellow method and chlorophyll content (a, b and ab) and carotenoids using the Arnon method. The statistical results of the data were analyzed using SAS software and LSD test (at 5% level) was used for comparing the mean values.

Results and Discussion

Based on the obtained results, all the investigated treatments and their interactions were significant at $p < 0.01$. However, the interaction effect of fresh weight shoots and height was significant at $p < 0.05$. The comparison of the average data showed that the highest amount of fresh weight shoots (7.79 g pot^{-1}), dry weight shoots (1.130 g pot^{-1}) and height (29.66 cm) was obtained from the application of S75:P25 $150 \text{ kg TSP ha}^{-1}$. By use of struvite instead of triple superphosphate fertilizer, the phosphorus concentration and uptake of wheat increased at all three fertilizer levels, so that the highest phosphorus concentration (0.174%) was obtained from S75:P25 $150 \text{ kg TSP ha}^{-1}$. However, there was no statistically significant difference for S100:P0 (0.169%) treatment. The highest amount of phosphorus uptake in wheat with an average of 0.197 g pot^{-1} was obtained from the S75:P25 treatment ($150 \text{ kg TSP ha}^{-1}$), compared to the treatment of 100% struvite (S100:P0) and 100% triple superphosphate fertilizer (S0:P100) with the averages of 0.158 and 0.109 g pot^{-1} , respectively, showing 19.79 and 44.67 percent increase. Also, the results showed that the treatment of $150 \text{ kg TSP ha}^{-1}$ 100% struvite (S100:P0) compared to 100% triple superphosphate fertilizer (S0:P100) increased the amounts of chlorophyll a, b, ab and carotenoids by 7.78, 3.82, 6.44 and 6.84 percent, respectively.

Conclusion

Despite struvite's low solubility, it is a highly soluble phosphorus fertilizer for plants. However, the reasons for this apparent contradiction and also the specific mechanisms of struvite dissolution are still unclear. Hence, further accurate measurements at different pH and EC conditions with different physical and chemical properties of soil studying phosphorus fractionation in soil will help to better understand the use of struvite. Therefore, it is recommended to optimize the timing and application rate of struvite in relation to the demand for different agricultural and garden crops.

Keywords: Chlorophyll, Phosphorus, Struvite, Wheat

ارزیابی تأثیر جایگزینی استروویت با کود سوپر فسفات تریپل بر برخی شاخص‌های فیزیولوژیکی و فراهمی فسفر در گیاه گندم

طالب نظری^۱ - مجتبی بارانی مطلق^{۲*} - سید امید رستگار^۳ - محمد حسین سدری^۴

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۹/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۰/۲۶

چکیده

استروویت (فسفات آمونیوم منیزیم) یک ماده معدنی با حلالیت کم در آب است که به‌طور افزایشدهی از تصفیه خانه‌های فاضلاب بازیابی می‌شود. هدف از این پژوهش بررسی اثر استروویت جایگزین شده با کود سوپر فسفات تریپل بر شاخص‌های فیزیولوژیکی و فراهمی فسفر در گیاه گندم بود. بدین منظور آزمایشی فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در ۳ تکرار به‌صورت گلدانی به مدت ۱۰ هفته به اجرا درآمد. فاکتورها شامل کاربرد نسبت‌های مختلف کود استروویت جایگزین شده با سوپر فسفات تریپل (S0:P100, S0:P25, S25:P75, S50:P50, S75:P25 و S100:P0) و ۳ سطح فسفر (۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار) بود. میزان کاربرد استروویت براساس مقدار فسفر کل (P_2O_5) سوپر فسفات تریپل محاسبه شد. بر پایه نتایج بدست آمده نوع تیمار کودی و سطوح مصرف و اثر متقابل آنها بر تمامی تیمارهای مورد بررسی بجز وزن تر و ارتفاع، در سطح احتمال یک درصد ($p < 0.01$) معنی‌دار شد. مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد بیشترین مقدار وزن تر اندام‌هوایی ۷/۷۹ گرم در گلدان، وزن خشک اندام‌هوایی ۱/۱۳۰ گرم در گلدان، ارتفاع ۲۹/۶۶ سانتی‌متر و غلظت فسفر اندام‌هوایی ۰/۱۷۴ درصد از کاربرد تیمار S75:P25 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار بدست آمد. همچنین نتایج نشان داد که کاربرد S100:P0 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار در مقایسه با S0:P100 می‌تواند مقادیر کلروفیل a، b، کل و کارتنوئید را به‌ترتیب به‌میزان ۷/۷۸، ۳/۸۲، ۶/۴۴ و ۶/۸۴ درصد افزایش دهد. با وجود حلالیت کم استروویت (۳ تا ۵ درصد) به اندازه کود فسفر رایج، برای گیاهان زراعی مؤثر است. بنابراین توصیه می‌شود زمان‌بندی و نرخ کاربرد استروویت در رابطه با تقاضای محصولات زراعی و باغی مختلف بهینه شود.

واژه‌های کلیدی: استروویت، سوپر فسفات تریپل، فسفر، کلروفیل، گندم

مقدمه

رشد گیاهان است (Hopkins & Ellsworth., 2003). فسفر عنصری حیاتی برای همه موجودات زنده است و با عناصر دیگر قابل جایگزینی نیست (Seyhan, 2009). با این حال، فسفر یک منبع محدود است و تخمین زده می‌شود که منابع فسفر قابل استخراج (آباتیت) فقط ۵۰ تا ۱۰۰ سال دیگر دوام داشته باشند (Liu et al., 2007). امروزه به علت هزینه‌های سنگین کودهای شیمیایی، لازم است که جذب و مصرف

فسفر (P) از عناصر ضروری و پرمصرف برای رشد و نمو، ذخیره و انتقال انرژی در گیاهان به شمار می‌رود. این عنصر جزء ترکیبات ساختمانی سلول‌ها و بسیاری از ترکیبات شیمیایی است و بعد از نیتروژن، فسفر دومین عنصر غذایی است که کمبود آن محدود کننده

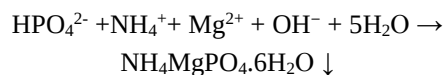
۱ و ۲- به‌ترتیب دانشجوی دکتری و دانشیار گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران

(*)- نویسنده مسئول: Email: mbarani@gau.ac.ir

۳- دانشیار گروه مهندسی شیمی، دانشکده مهندسی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران

۴- دانشیار بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان کردستان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، سنندج، ایران

عناصر غذایی از کارایی بالایی برخوردار باشند تا بدین وسیله از هزینه های تولید کاسته و سود بیشتری برای کشاورزان داشته باشد. اخیراً استفاده از کودهای کندرها، موجب آزادسازی کنترل شده مواد غذایی مورد نیاز گیاه شده است. به گونه ای که از یک سو کارایی و اثر بخشی آنها بر روی محصول حداکثر و از سوی دیگر اثرات منفی ناشی از استفاده مقادیر بالای کود به حداقل برسد. به همین دلیل کودهای کندرها را می توان به عنوان کودهای نسبتاً ایده آل در نظر گرفت (Fageria, 2014). بنابراین، ایجاد یک روش پایدار برای بازیافت و استخراج فسفر از باقی مانده های غنی از فسفر از اهمیت زیادی برخوردار است (Xu et al., 2012). در حال حاضر، یکی از پرکاربردترین فن آوری ها برای بازیافت فسفر، رسوب مواد معدنی فسفر از لجن فاضلاب و شیرابه ها است. مواد معدنی فسفر را می توان به صورت استروویت^۱، هیدروکسی آپاتیت یا کلسیم فسفات رسوب داد (Yuan et al., 2012). بازیابی فسفر به عنوان استروویت ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) از خاکستر لجن فاضلاب در دهه گذشته به دلیل پتانسیل استفاده به عنوان کود اکولوژیکی توجه ویژه ای را به خود جلب کرده است (Militaru et al., 2019). استروویت (فسفات آمونیوم منیزیم) یک ماده جامد بلوری سفید، دانه ای، بدون بو و عاری از لجن است که از منیزیم، آمونیوم و فسفر در غلظت های مولی برابر تشکیل شده است (El Rafie et al., 2013). از نظر جرم، استروویت از ۴۴٪ آب کریستال، ۳۹٪ فسفات، ۱۰٪ منیزیم و ۷٪ آمونیوم تشکیل شده است (Gell et al., 2011). واکنش کلی رسوب استروویت براساس واکنش شیمیایی بین یون های منیزیم، فسفات و آمونیوم در زیر نشان داده شده است (Hertzberger et al., 2020).



اکثر مطالعات نشان می دهند که کارایی زراعی رسوب استروویت مشابه کودهای فسفره مشتق شده از سنگ فسفات است (Huysens et al., 2019). محققان متعددی گزارش کردند که استروویت دارای عناصر غذایی ضروری (فسفر و نیتروژن) برای رشد گیاه هست که می توان از آن به عنوان کود در کشاورزی استفاده کرد (Li et al., 2019; Mancho et al., 2023). علاوه بر این حلالیت کم استروویت (۳ تا ۵ درصد) سبب رها شدن آهسته فسفر، نیتروژن و منیزیم در خاک شده که این امر افزون بر اینکه امکان رشد بهینه گیاه را در طول زمان فراهم می کند، مانع از بروز پدیده های زیان بار ناشی از مصرف بیش از اندازه این عناصر در خاک می شود (Mancho et al., 2023; Hall et al., 2020). بخش آمونیاکی استروویت شکل های نترات را آزاد می کند که تأمین طولانی مدت مواد مغذی را تضمین می کند. این ویژگی اجازه می دهد تا کاربرد مستقیم و دوز بالای استروویت، نسبت

به کودهای معمولی برای گیاهان خطر کمتری داشته باشد (Mancho et al., 2023). از طرفی نسبت نیتروژن به فسفر پایین در استروویت سبب شده است که مقدار نیتروژن موجود در استروویت برای رشد بهینه گیاه کافی نباشد. در بحث تغذیه، با توجه به این نکته که مقدار نیتروژن موجود در گیاهان به مراتب بیشتر از مقدار فسفر است. بنابراین تأمین نیتروژن خاک و گیاه با سایر منابع نیتروژنی راحت تر است و از استروویت به عنوان کود فسفر استفاده می شود (Mancho et al., 2023; Hertzberger et al., 2020). مواد غذایی موجود در استروویت با سرعت کمتری در مقایسه با دیگر کودها آزاد می شود و ناخالصی های موجود بسته به منشا تولید استروویت می تواند دو تا سه برابر کمتر از سایر کودهای تجاری است. علاوه بر این همزمان دارای عناصر غذایی فسفر، نیتروژن و منیزیم می باشد (Barbosa et al., 2016). وجود منیزیم همچنین استروویت را به کودی کارآمد برای گیاهان علفی تبدیل می کند زیرا منیزیم عنصر اساسی کلروفیل است (Muhmood et al., 2019). ژل و همکاران (Gell et al., 2011) گزارش کردند که کود استروویت به اندازه سایر کودهای شیمیایی در بهبود رشد و نمو محصولات مختلف مؤثر است. همچنین پونس و همکاران (Ponce et al., 2009) گزارش کردند میزان عملکرد و جذب فسفر در گیاه کاهو با استفاده از استروویت مشتق شده از لجن بیشتر از کاربرد سوپر فسفات ساده است. آنان نتایج بهتر حاصل از استفاده از استروویت را به محتوای بالا منیزیم و اثر هم افزایی بر جذب فسفر نسبت دادند. نتایج حاصل از پژوهش های مختلف نشان می دهد استروویت بازیافت شده از انواع مواد آلی زائد (لجن فاضلاب شهری، ادرار منابع انسانی و شیرابه ها) باعث افزایش رشد کاهو (Wen et al., 2019)، ذرت (Nongqwenga et al., 2017)، کلم چینی (Ryu et al., 2017)، جو (Bastida et al., 2019) و گیاه گندم در خاک لوم شنی با pH=6 (Talboys et al., 2016) می شود. گندم (*Triticum aestivum* L.) از مهمترین گیاهان زراعی در ایران و تأمین کننده بخش قابل توجه پروتئین و انرژی مردم دنیاست (Arzani & Ashraf, 2017). با این حال، تقاضا برای گندم به دلیل افزایش سریع جمعیت همچنان در حال افزایش است. براساس پیش بینی های سازمان غذا و کشاورزی ملل متحد (FAO) تا سال ۲۰۵۰ سالانه حدود ۸۴۰ میلیون تن گندم مورد نیاز خواهد بود. با این حال، تولید گندم با افزایش تغییرات آب و هوای جهانی در سال های اخیر با چالش های جدی مواجه شده است (Ma et al., 2022). لذا این پژوهش با هدف بررسی تأثیر استروویت حاصل از لجن فاضلاب شهری به عنوان کود فسفر بر برخی خصوصیات فیزیولوژیک و فراهمی فسفر در گیاه گندم در مقایسه با سوپر فسفات تریپل انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری خاک و تعیین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن

به‌منظور بررسی اثر رسوب استروویت بر فراهمی فسفر برای گیاه گندم، تعدادی نمونه خاک از مناطق مختلف استان کردستان انتخاب و پس از تعیین مقدار فسفر قابل استفاده با روش اولسن (Olsen et al., 1954)، یک خاک آهکی که دارای مشکل کمبود فسفر (با مقدار فسفر ۲/۵۴ میلی گرم بر کیلوگرم) انتخاب گردید. خاک منتخب مورد استفاده از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری منطقه حاجی آباد سیده قروه با مختصات جغرافیایی (N ۳۶° ۰۷' E ۴۷° ۵۶' ۱۳") برداشت و پس از هوا خشک نمودن و عبور از الک ۲ میلی متری، برای مطالعات آزمایشگاهی به شرح ذیل مورد استفاده قرار گرفت. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی همانند بافت خاک به روش هیدرومتری (Day, 1995)، pH و قابلیت هدایت الکتریکی در نسبت ۲:۱ خاک به آب، کربن آلی با استفاده از پتاسیم دی کرومات (Walkey & Black, 1934)، نیتروژن کل به روش کج‌لدال (Jones & Case, 1990)، پتاسیم قابل استفاده خاک با استفاده از استات آمونیوم (Page et al., 1982) و مقادیر آهن، روی بعد از عصاره‌گیری خاک با DTPA به روش لیندزی و نورول (Lindsay & Norvell, 1978) به‌وسیله دستگاه جذب اتمی تعیین گردید (جدول ۱).

آماده‌سازی گلدان‌ها و اعمال کودهای مورد نیاز:

نمونه‌های خاک، هواخشک، کوبیده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند و در هر گلدان پنج کیلوگرم خاک خشک ریخته شد. کود سوپر فسفات تریپل از مرکز آموزش، تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان کردستان و استروویت مورد استفاده در این پژوهش با استفاده از روش پاسخگویی سطح^۱ و طراحی مرکب مرکزی^۲ در نرم افزار دیزاین اکسپرت^۳ بهینه‌سازی شد. برای تولید استروویت ابتدا لجن فاضلاب خام به مدت ۲۴ ساعت تحت دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد در آون خشک و سپس خرد و آنگاه از الک ۱۰ مش (۲mm <) عبور داده شد. سپس در محدوده دمایی ۸۵۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲ ساعت در یک کوره الکتریکی سوزانده و در دمای اتاق خنک شد (Xu et al., 2012; Franz, 2008). از روش سطح پاسخ برای بررسی تأثیر سه فاکتور اصلی غلظت اسید سولفوریک (۰/۲ تا ۰/۸ مول بر لیتر)، نسبت جامد به مایع (۲۰ تا ۱۵۰ میلی لیتر بر گرم) و زمان (۰/۵ تا ۴ ساعت) برای استخراج فسفر از لجن فاضلاب (Meng et al., 2019; Xu et al., 2012; Franz, 2008) و برای بازیابی آن به صورت استروویت تأثیر

سه فاکتور نسبت N/P (۱ تا ۲) نسبت Mg/P (۱ تا ۲) و pH (۸ تا ۱۱) بهینه‌سازی شد (Xu et al., 2012; Zin & Kim, 2019). لازم به ذکر است که برای جداسازی فلزات سنگین از محلول حاصل از فرآیند لیچینگ از رزین تبادلی (AG 50W-X8) و برای رسوب کریستال استروویت از کلرید منیزیم (MgCl₂.6H₂O) و کلراید آمونیوم (NH₄Cl) به‌عنوان منبع منیزیم و آمونیوم استفاده شد (Xu et al., 2012; Zin & Kim, 2019). نتایج نشان داد تحت شرایط بهینه، واکنش ۰/۵ مول بر لیتر اسید سولفوریک در نسبت جامد به مایع ۵۷ مول بر گرم به مدت ۲ ساعت ۹۹/۸ درصد فسفر قابل استخراج بود. همچنین بیشترین بازیابی فسفر به‌عنوان استروویت در pH 8 نسبت Mg/P و N/P به ترتیب ۲ و ۱ به دست آمد. آنالیز فیزیکو شیمیایی کود استروویت در جدول ۲ نشان داده شده است. با توجه به پودری بودن کود استروویت و برای کاهش خطای آزمایش هر دو کود سوپر فسفات تریپل و استروویت نیز از الک ۱۸ مش عبور داده شد (شکل ۱)، ۳ روز قبل از کشت به خاک گلدان‌ها اعمال گردید. براساس آزمون خاک و وزن خاک گلدان‌ها عناصر نیتروژن و پتاسیم با احتساب مقدار موجودشان در استروویت، از منابع‌های اوره (CO(NH₂)₂) و سولفات پتاسیم (K₂SO₄) تأمین شد.

آزمایش گلدانی

در این پژوهش، برای غلبه بر کمبود احتمالی فسفر در اوایل فصل رشد گیاه، از نسبت‌های مختلف استروویت (S) با کودهای تجاری فسفر (P) شامل ۱۰۰ به صفر (S100:P0)، ۷۵ به ۲۵ (S75:P25)، ۵۰ به ۵۰ (S50:P50)، ۲۵ به ۷۵ (S25:P75) و ۱۰۰ به صفر (S0:P100) استفاده شد (Hertzberger et al., 2021). میزان کاربرد استروویت بر اساس مقدار فسفر کل (P₂O₅) سوپر فسفات تریپل محاسبه شد (Ehmann et al., 2017). بدین منظور آزمایش گلدانی به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با کاربرد ۶ نوع کود (S0:P0، S0:P100، S25:P75، S50:P50، S75:P25 و S100:P0) و ۳ سطح فسفر (۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار) و کشت گیاه گندم در ۳ تکرار اجرا گردید. سپس تعداد ۱۰ عدد بذر گندم در هر گلدان کشت گردید که پس از دو هفته به ۴ عدد تقلیل یافت. جهت حذف اثرات محیطی در طول دوره رشد، جای گلدان‌ها به‌صورت تصادفی تغییر داده شد. عملیات آبیاری (آب مقطر) و وجین علف‌های هرز با دست انجام گرفت. رطوبت خاک گلدان‌ها در طول دوره رشد گیاه در حدود ظرفیت مزرعه به‌طور وزنی تأمین شد.

اندازه‌گیری پارامترهای مورفولوژیکی و فیزیولوژیکی گیاه گندم

پس از گذشت ۱۰ هفته (شروع گلدهی)، گیاهان به صورت کفبر برداشت شده و ارتفاع آنها اندازه‌گیری شد. اندام هوایی با آب شهری سپس با آب مقطر شسته شده و بر روی توری‌های پلاستیکی پخش تا آب اضافی موجود در سطح آنها حذف شود سپس وزن خشک اندام هوایی پس از گذاردن نمونه‌ها در آون به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد، تعیین گردید (Jones & Case, 1990). پس از آن غلظت فسفر در اندام هوایی با روش روش مولیبدات وانادات یا روش زرد (Kuo, 1996) و جذب کل فسفر از خاک هر گلدان (حاصل ضرب وزن ماده خشک در غلظت فسفر در گیاه) به عنوان پاسخ‌های گیاهی به کود استروویت در نظر گرفته خواهد شد. همچنین اندازه‌گیری کلروفیل ها و کاروتنوئید پس از استخراج با استون ۸۰٪ و با استفاده از روش آرنون (Arnon, 1949) در طول موج‌های ۴۸۰، ۵۱۰، ۶۴۵ و ۶۶۳ نانومتر انجام می‌شود. در نهایت مقدار کلروفیل و کاروتنوئیدها برحسب

میلی گرم در گرم بافت تر گیاه از طریق فرمول‌های زیر محاسبه شد:

$$(۱) = 12.7(663A) - 2.69(645A) * V / W * 1000$$

غلظت کلروفیل a

$$(۲) = 22.9(645A) - 4.68(663A)$$

$$b * V / W * 1000 = \text{غلظت کلروفیل b}$$

$$(۳) = 20.9(645A) - 8.02(663A)$$

$$* V / W * 1000 = \text{غلظت کلروفیل کل}$$

$$(۴) = 7.6 (480A) - 1.49(510A) * V / W * 1000$$

غلظت کاروتنوئید

که در این فرمول‌ها A: جذب طول موج بر حسب نانومتر، W: وزن تر بافت برحسب گرم، و V: حجم نهایی کلروفیل و کاروتنوئید در استون ۸۰ درصد می‌باشد (Arnon, 1949). تجزیه و تحلیل آماری مقایسه بین تیمارهای مختلف با استفاده از نرم‌افزار SAS 9.4 انجام و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون LSD (در سطح احتمال ۵ درصد) استفاده شد. همچنین برای ترسیم نمودارها از برنامه Excel 2016 استفاده شد.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش قبل از کاشت
Table 1- Some physico-chemical properties of soil tested before planting

بافت خاک	رس	سیلت	شن	کربن آلی	نیتروژن کل	فسفر قابل استفاده	پتاسیم قابل استفاده	روی قابل استفاده	آهن قابل استفاده	قابلیت هدایت الکتریکی	پ هاش
Soil texture	Clay	Silt	Sand	OC (%)	N (%)	P (mg kg ⁻¹)	K (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Fe (mg kg ⁻¹)	EC (dSm ⁻¹)	pH
لوم رسی	32	37	31	0.58	0.06	2.54	260	1.24	8.28	0.372	7.18
Clay loam											



شکل ۱- استروویت (فسفات آمونیوم منیزیم) بازیابی شده از خاکستر لجن فاضلاب (راست) و کود فسفر تجاری (سوپرفسفات تریپل) (چپ)
Figure 1- Recovered struvite from sewage sludge ash (magnesium ammonium phosphate) (right) and commercial phosphorus fertilizer (triple superphosphate) (left)

جدول ۲- برخی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی استروویت مورد استفاده در پژوهش
Table 2- Some physico-chemical properties of struvite used in this study

خصوصیات Parameters	استروویت Struvite	سوپر فسفات تریپل TSP	خصوصیات Parameters	استروویت Struvite	سوپر فسفات تریپل TSP
فرمول شیمیایی Chemical formula	$\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	فرمول شیمیایی Chemical formula	$\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
فسفر محلول در آب Water soluble P_2O_5 (%)	12.46	>39	آرسنیک As (mg kg^{-1})	10.9	<50
فسفر محلول در سیترات Citrate-soluble P_2O_5 (%)	15.25	20-30	کادمیم Cd (mg kg^{-1})	0.28	<25
فسفر غیر محلول در سیترات Citrate-soluble P_2O_5 (%)	2.25	30-40	سرب Pb (mg kg^{-1})	3	<50
فسفر کل Total P_2O_5 (%)	29.97	46	آهن Fe (mg kg^{-1})	1250	-
اکسید منیزیم MgO (%)	16.40	-	روی Zn (mg kg^{-1})	605	-
اکسید کلسیم CaO (%)	1.19	-	مس Cu (mg kg^{-1})	114	-
اکسید سدیم Na ₂ O (%)	0.80	-	منگنز Mn (mg kg^{-1})	310	-
پتاسیم اکسید K ₂ O (%)	0.10	-	نیکل Ni (mg kg^{-1})	55	-
اکسید آلومینیوم Al ₂ O ₃ (%)	0.99	-	کروم Cr (mg kg^{-1})	43	-

نتایج و بحث

(معنی دار شد (جدول ۳). همچنین نتایج تجزیه واریانس جدول ۳ نشان داد که نوع و سطوح تیمار کودی استروویت و اثر متقابل آنها بر وزن خشک اندام هوایی در سطح احتمال یک درصد ($p < 0.01$) معنی دار شد (جدول ۳). مقایسه میانگین های اثر متقابل نوع تیمار کودی و سطوح مختلف استروویت بر وزن تازه اندام هوایی گیاه (جدول ۴) نشان داد که بیشترین مقدار وزن تازه اندام هوایی با میانگین ۷/۷۹ گرم در گلدان از تیمار S75:P25 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار بدست آمد هر چند نسبت به تیمار S100:P0 کود استروویت با میانگین ۷/۳۱ گرم در گلدان سطح ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار از لحاظ آماری اختلاف معنی داری نداشت و کمترین مقدار آن با میانگین ۳/۲۵ گرم در گلدان مربوط تیمار شاهد سطح ۵۰ کیلوگرم بود (جدول ۴). همچنین بیشترین مقدار وزن خشک اندام هوایی گیاه گندم با میانگین ۱/۱۳۰ گرم در گلدان از تیمار S75:P25 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار بدست آمد که نسبت به تیمار S75:P25 ۱۰۰ و ۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار به ترتیب افزایشی معادل ۳۵/۶۶ و ۴۵/۲۲ داشت (جدول ۴). در همین راستا هرتزبرگر و همکاران (Hertzberger et al., 2021) در بررسی واکنش ذرت و سویا به کوددهی فسفر با ترکیبی مخلوط از کود مونو آمونیوم فسفات و استروویت با نسبت های مختلف

برخی از ویژگی های مهم استروویت بازایی شده از خاکستر لجن فاضلاب شهری سنج در جدول ۲ ارائه شده است. با توجه به مقادیر جرم مولی استروویت تتوری (۲۴۵/۴۰) و جرم مولی نیتروژن (۱۴)، فسفر (۳۰/۱) و منیزیم (۲۴/۳۰)، کود استروویت تتوری با نسبت مولی ۱:۱:۱ و محتوایی استروویت ۱۰۰ درصد دارای مقادیر ۱۲/۶ درصد فسفر، ۵/۷ درصد نیتروژن و ۹/۹ درصد منیزیم است (Zin & Kim, 2019). با توجه به مقادیر استروویت تتوری و مقادیر موجود در جدول ۲، استروویت مورد استفاده در این پژوهش دارای ۱۳/۱ درصد فسفر خالص، ۵/۴ درصد نیتروژن و ۱۰/۳ درصد منیزیم با نسبت مولی: N: Mg: P = ۱/۰۰۰/۹: ۱/۲: ۹۴/۶ و محتوایی استروویت ۹۴/۶ درصد بوده که تقریباً مشابه با مقدار تتوری آن است (Zin & Kim, 2019). همچنین نتایج جدول ۲ نشان می دهد که گرید کودی استروویت مورد استفاده در این پژوهش (۵/۷-۲۹/۹۷-۰/۱۰) و کود سوپر فسفات تریپل برابر با مقادیر (۰-۴۶-۰) بود (جدول ۲).

نتایج تجزیه واریانس داده ها حاکی از آن است که نوع تیمار کودی ($p < 0.01$) و سطوح مصرف استروویت ($p < 0.01$) و اثر متقابل آنها بر وزن تر اندام هوایی گیاه گندم در سطح احتمال پنج درصد ($p < 0.05$)

گزارش کردند که زیست توده کل گیاه ذرت تا ۵۰ درصد جایگزینی کود مونو فسفات آمونیوم توسط استروویت و زیست توده کل گیاه سویا تا ۲۵ درصد جایگزینی کود مونو آمونیوم فسفات توسط استروویت از لحاظ مقدار مشابه بود. آنان حساسیت کمتر گیاه ذرت به جایگزینی کود مونو آمونیوم فسفات توسط کود استروویت را داشتن ۵۲ درصد زیست توده ریشه و ۲۲ درصد طول ریشه بیشتر نسبت به گیاه سویا گزارش کردند (Hopkins & Hansen 2019). در شرایط کمبود عناصر غذایی، گیاهان زراعی مواد فتوسنتز تولیدی را برای استراتژی های جذب مواد مغذی مانند رشد ریشه و تولید ترشحات اسیدی اختصاص می دهند (Talboys et al., 2016). احتمالاً حل شدن استروویت از طریق ترشحات ریشه ای و اسیدی شدن ریزوسفر در گیاهانی که دارای زیست توده و طول ریشه کمتری هستند کمتر انجام می شود (Hertzberger et al., 2021). از طرفی، بین اسیدهای آلی (سیترات و اگزالات) تراوش شده توسط ریشه ها که می توانند انحلال استروویت را افزایش دهند، با سطح و زیست توده ریشه ها همبستگی مثبت و معنی دار وجود دارد (Eisenhauer et al., 2017; Guyonnet et al., 2018). اردال و همکاران (Eradal et al., 2023) در بررسی مقایسه اثر دو نوع استروویت (نوع ۱ و ۲ به ترتیب دارای ۷/۲۵ درصد و ۹/۸۵ درصد فسفر کل) و برخی کودهای تجاری (مونو آمونیوم فسفات، دی آمونیوم فسفات، سوپر فسفات تریپل و کود ۲۰-۲۰-۲۰) بر رشد گیاه کاهو در

یک خاک آهکی گزارش کردند که تیمارهای مورد بررسی بر وزن تر کاهو در سطح یک درصد معنادار شد به گونه ای که بیشترین مقدار آن با میانگین ۱۴۵/۳ گرم در گیاه مربوط به استروویت نوع دو بود هر چند از لحاظ آماری با استروویت نوع یک و کود ۲۰-۲۰-۲۰ به ترتیب با میانگین ۱۴۰ و ۱۳۲/۳ گرم در گیاه اختلاف معنی داری نداشت و نسبت به کود دی آمونیوم فسفات با میانگین ۱۲۵/۳ گرم در گیاه، کود مونو آمونیوم فسفات با میانگین ۱۱۰/۷ گرم در گیاه و کود سوپر فسفات تریپل با میانگین ۷۳ گرم در گیاه به ترتیب افزایشی معادل با ۱۳/۷۶، ۲۳/۸۱ و ۴۵/۷۵ درصد داشت.

نتایج تجزیه واریانس داده ها نشان داد که نوع تیمار کودی ($p < 0.01$) و سطوح مصرف استروویت ($p < 0.01$) و اثر متقابل آنها بر ارتفاع گیاه گندم در سطح احتمال پنج درصد ($p < 0.05$) معنی دار شد (جدول ۳). مقایسه میانگین های اثر تیمارهای مختلف استروویت نشان داد با جایگزین کردن استروویت به جای کود سوپر فسفات تریپل در هر سه سطوح کودی ارتفاع گیاه گندم افزایش یافت به نحوی که بیشترین ارتفاع گیاه با میانگین ۲۹/۶۶ سانتی متر از تیمار S75:P25 سطح ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار بدست آمد که نسبت به تیمار S75:P25 سطح کود ۱۰۰ و ۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار با میانگین ۲۵/۶۶ و ۲۵/۱۶ به ترتیب افزایشی معادل با ۱۳/۴۸ و ۱۵/۱۷ درصد داشت (جدول ۴).

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس تأثیر کاربرد سطوح مختلف استروویت بر برخی ویژگی های رشدی و زیست فراهمی فسفر در گیاه گندم

Table 3- Analysis of variance of the effect of different levels of Struvite on some of growth parameter and Phosphorus availability in wheat

منابع تغییرات Source of variance	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean square				
		وزن تر اندام هوایی Shoot fresh weight	وزن خشک اندام هوایی Shoot dry weight	ارتفاع Height plant	غلظت فسفر اندام هوایی Shoot P concentration	جذب فسفر اندام هوایی Shoot P uptake
سطوح کودی Fertilizer levels	2	9.39**	0.335**	20.72**	0.0029**	0.0159**
تیمارهای کودی Fertilizer treatments	5	10.35**	0.110**	20.38**	0.0043**	0.007**
تیمارها * سطوح کودی Fertilizer levels * treatments	10	0.778*	0.022**	2.69*	0.00020**	0.001**
خطا Error	36	0.358	0.0009	1.111	0.00001	0.00002
ضریب تغییرات C.V (%)		11.23	4.39	4.20	2.86	4.90

ns, * و ** به ترتیب غیر معناداری و معناداری در سطح احتمال یک و پنج درصد می باشد.

ns, * and ** are non-significant, significant $P \leq 0.05$ and $P \leq 0.01$, respectively.

همچنین کمترین مقدار آن با میانگین ۲۲/۱۶ سانتی‌متر از تیمار شاهد (S0:P0) سطح ۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار بدست آمد (شکل ۲). اردال و همکاران (Eradal et al., 2023) در بررسی مقایسه دو نوع استروویت (نوع ۱ و ۲ به ترتیب دارای ۷/۲۵ درصد و ۹/۸۵ درصد فسفر کل) و برخی کودهای تجاری فسفر این گونه بیان کردند که هم استروویت و هم کودهای تجاری فسفر نسبت به تیمار شاهد موجب افزایش ارتفاع گیاه کاهو شدند. بیشترین مقدار ارتفاع کاهو با میانگین ۱۸/۲ سانتی‌متر مربوط به استروویت نوع یک و کمترین مقدار آن با میانگین ۱۴ سانتی‌متر مربوط به کود سوپر فسفات تریپل بود.

مطابق با جدول تجزیه واریانس داده‌ها (جدول ۳) نوع تیمار و سطوح مختلف کودی استروویت و اثر متقابل آن‌ها بر مقدار غلظت و جذب فسفر در اندام هوایی گیاه گندم در سطح یک درصد ($P < 0.01$) معنی‌دار شد (جدول ۳). مقایسه میانگین‌های اثر تیمارهای مورد بررسی نشان داد با جایگزین کردن استروویت به جای کود سوپر فسفات تریپل غلظت و جذب فسفر گیاه گندم در هر سه سطح کودی افزایش یافت به‌نحوی که بیشترین غلظت فسفر با میانگین ۰/۱۷۴ درصد از تیمار S75:P25 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار بدست آمد هر چند با تیمار S100:P0 با میانگین ۰/۱۶۹ درصد از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری نداشت (جدول ۴). بیشترین مقدار جذب فسفر در گیاه گندم با میانگین ۰/۱۹۷ گرم در گلدان از تیمار S75:P25 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار بدست آمد که نسبت به تیمار ۱۰۰ درصد کود استروویت (S100:P0) و ۱۰۰ کود سوپر فسفات تریپل (S0:P100) با میانگین‌های ۰/۱۵۸ و ۰/۱۰۹ گرم در گلدان به ترتیب افزایشی معادل با ۱۹/۷۹ و ۴۴/۶۷ درصد داشت (جدول ۴). با توجه به این نکته که خاک مورد استفاده در پژوهش از لحاظ کربن آلی (۵۸ درصد) و فسفر اولسن خاک (۲/۵۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم) فقیر بوده (جدول ۲)، لذا هر سه سطح کودی ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار باعث افزایش مقدار غلظت و جذب فسفر در گیاه گندم شد (جدول ۴). در واقع می‌توان این گونه بیان کرد در سطح ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ کیلوگرم کود فسفر در هکتار زمانیکه کود استروویت به‌طور کامل کامل جایگزین سوپر فسفات تریپل می‌شود جذب فسفر توسط گیاه گندم به ترتیب معادل با ۱۸/۶۰، ۲۲/۸۸ و ۳۱/۰۱ درصد افزایش می‌یابد (جدول ۴). تالبوی و همکاران (Talboy et al., 2016) در بررسی چگونگی انحلال و نقش استروویت به‌عنوان یک کود آهسته رهش گزارش کردند هنگامی که استروویت برای به حداکثر رساندن عملکرد محصول در نزدیکی ریشه های در حال رشد در خاک قرار می‌گیرد، تنها بخشی از دانه‌های استروویت به اندازه کافی حل می‌شود تا منبعی از فسفر را برای رشد اولیه فراهم کند، با این حال در آزمایش گلدانی ۹۰ روزه گیاه گندم بهاره (*T. aestivum*) جذب فسفر پس از کاربرد استروویت مشابه کاربرد

سوپر فسفات تریپل بود. نتایج حاصل از پژوهش آنها نشان داد در ۳۶ روز، تنها ۹ درصد از استروویت مورد استفاده در پژوهش حل شده بود این در حالی است که ۲۶ درصد آن طی ۹۰ روز حل شده بود. ترکیب استروویت با کودهای فسفر محلول در آب، جذب زود هنگام فسفر موجود در کود فسفر محلول را با آزادسازی آهسته‌تر فسفر از استروویت کاهش داده و به‌طور بالقوه جذب فسفر در مراحل بعدی رشد را افزایش می‌دهند (Hertzberger et al., 2021). در همین راستا هرتزبرگر و همکاران (Hertzberger et al., 2021) در بررسی واکنش ذرت و سویا به کوددهی فسفر با ترکیبی مخلوط از کود مونو آمونیوم فسفات و استروویت با نسبت‌های مختلف (S0:M100، S25:M75، S50:M50، S75:M25 و S100:M0) گزارش کردند که مقدار جذب فسفر در گیاه ذرت زمانی که با کود ۱۰۰ درصد استروویت کوددهی شده باشد نسبت به زمانی که با ۱۰۰ درصد با مونو فسفات آمونیوم کوددهی شده است ۸ درصد کمتر است. آنها دلیل این امر را محدودیت رشد گیاه ذرت در اوایل فصل رشد به علت کمبود فسفر قابل دسترس در نسبت‌های بیشتر استروویت نسبت دادند. این در حالیست که اختلاف آماری معنی‌داری در جایگزینی کود استروویت با مونو آمونیوم فسفات در جذب فسفر برای گیاه سویا مشاهده نشد. جذب فسفر در گیاه سویا زمانی که S25:M75 و S50:M50 گیاه ۲۵ تا ۵۰ درصد کود استروویت دریافت کرده بود کمتر از ۱۰۰ درصد کود استروویت بود. همچنین بین ۱۰۰ درصد کود استروویت و ۱۰۰ درصد کود مونو آمونیوم فسفات اختلاف آماری معنی‌دار مشاهده نشد.

نتایج تجزیه واریانس داده‌های اثر نوع تیمار کودی و سطوح مختلف کود استروویت و اثر متقابل آن‌ها بر صفات فیزیولوژیکی گیاه گندم در سطح احتمال یک درصد ($P < 0.01$) معنی‌دار شد (جدول ۵). مقایسه میانگین‌های اثر تیمارهای مورد بررسی نشان داد که با افزایش سطوح مصرف و همچنین زمانی که استروویت جایگزین کود سوپر فسفات تریپل می‌شود مقدار کلروفیل a، b و کلروفیل کل افزایش می‌یابد (جدول ۶). بیشترین مقدار کلروفیل a با میانگین ۰/۷۶۶ میلی‌گرم بر گرم وزن تازه گیاه از تیمار S75:P25 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار بدست آمد هر چند با تیمار S100:P0، S50:P50، S25:P75 و S0:P100 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار به ترتیب با مقادیر ۰/۷۵۸، ۰/۷۲۷ و ۰/۷۰۶ میلی‌گرم بر گرم وزن تازه گیاه و تیمارهای S100:P0، S75:P25 و S50:P50 ۱۰۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار به ترتیب با مقادیر ۰/۷۳۷، ۰/۷۴۹ و ۰/۷۱۰ میلی‌گرم بر گرم وزن تازه گیاه از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری نداشت (جدول ۶).

جدول ۴- نتایج مقایسه میانگین تأثیر کاربرد سطوح مختلف استروویت بر برخی ویژگی‌های رشدی و فراهمی فسفر در گیاه گندم
Table 4- Means comparison of the effect of different levels of Struvite on some of growth parameter and Phosphors availability in wheat

منابع Resources	تیمارها Treatments	وزن تر اندام هوابی Shoot fresh weight (g pot ⁻¹)	وزن خشک اندام هوابی Shoot dry weight (g pot ⁻¹)	ارتفاع Height plant (cm)	غلظت فسفر اندام هوابی Shoot P concentration (%)	جذب فسفر اندام هوابی Shoot P uptake (%g pot ⁻¹)
۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار 50 kg TSP ha ⁻¹	شاهد S0:P0	3.25 ^g	0.498 ^k	22.16 ^h	0.094 ^h	0.047 ⁿ
	۱۰۰ درصد سوپر فسفات S0:P100	4 ^e ^g	0.529 ^k	23.50 ^{efgh}	0.134 ^{ef}	0.070 ^m
	۲۵٪ استروویت + ۷۵٪ سوپر فسفات S25:P75	4.82 ^{ef}	0.538 ⁱ	23.33 ^{efgh}	0.124 ^g	0.072 ^{lm}
	۵۰٪ استروویت + ۵۰٪ سوپر فسفات S50:P50	5.18 ^{de}	0.582 ^{ij}	25 ^{cdef}	0.128 ^{fg}	0.074 ^{lm}
	۷۵٪ استروویت + ۲۵٪ سوپر فسفات S75:P25	5.41 ^{de}	0.619 ^{hi}	25.16 ^{cde}	0.128 ^{fg}	0.079 ^{kl}
	۱۰۰٪ استروویت S100:P0	5.43 ^{de}	0.635 ^{gh}	25.50 ^{cd}	0.135 ^e	0.086 ^{jk}
	شاهد S0:P0	3.48 ^g	0.498 ^k	23 ^{gh}	0.094 ^h	0.047 ⁿ
	۱۰۰ درصد سوپر فسفات S0:P100	5.27 ^{de}	0.672 ^{fg}	25 ^{cdef}	0.136 ^e	0.091 ^{ij}
۱۰۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار 100 kg TSP ha ⁻¹	۲۵٪ استروویت + ۷۵٪ سوپر فسفات S25:P75	5.50 ^{de}	0.679 ^{efg}	24.66 ^{defg}	0.144 ^d	0.091 ^{hi}
	۵۰٪ استروویت + ۵۰٪ سوپر فسفات S50:P50	5.53 ^{de}	0.699 ^{def}	24.66 ^{defg}	0.144 ^d	0.101 ^{gh}
	۷۵٪ استروویت + ۲۵٪ سوپر فسفات S75:P25	5.52 ^{de}	0.727 ^{de}	25.66 ^{cd}	0.154 ^{bc}	0.112 ^{ef}
	۱۰۰٪ استروویت S100:P0	5.88 ^{cd}	0.744 ^d	26 ^{bcd}	0.159 ^b	0.118 ^e
	شاهد S0:P0	3.33 ^g	0.531 ^{jk}	22.66 ^h	0.094 ^h	0.050 ⁿ
	۱۰۰ درصد سوپر فسفات S0:P100	5.83 ^{cd}	0.718 ^{def}	24.83 ^{def}	0.152 ^c	0.109 ^{fg}
	۲۵٪ استروویت + ۷۵٪ سوپر فسفات S25:P75	5.87 ^{cd}	0.846 ^c	26.66 ^{bc}	0.154 ^{bc}	0.130 ^d
	۵۰٪ استروویت + ۵۰٪ سوپر فسفات S50:P50	6.53 ^{bc}	0.902 ^b	25.83 ^{cd}	0.155 ^{bc}	0.139 ^c
۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار 150 kg TSP ha ⁻¹	۷۵٪ استروویت + ۲۵٪ سوپر فسفات S75:P25	7.79 ^a	1.130 ^a	29.66 ^a	0.174 ^a	0.197 ^a
	۱۰۰٪ استروویت S100:P0	7.31 ^{ab}	0.934 ^b	27.66 ^b	0.169 ^a	0.158 ^b
	شاهد S0:P0	3.33 ^g	0.531 ^{jk}	22.66 ^h	0.094 ^h	0.050 ⁿ

ستون‌های دارای حداقل یک حرف لاتین مشترک، به روش آزمون LSD تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد ندارند.
Means followed with the same letters in each column are not significant at $p < 0.05$ by LSD Test.



شکل ۲- تأثیر کاربرد سطح ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار استروویت بر ارتفاع گیاه گندم

Figure 2- The effect of surface application of 150 kg ha⁻¹ of struvite on height of wheat plant

پروتئین و ۲۰ تا ۲۵ درصد کل منیزیم در رنگدانه‌های کلروفیل است و به‌طور عمده به‌عنوان یک کوفاکتور در فعالیت یکسری از آنزیم‌های درگیر در مرحله تثبیت کربن فتوسنتز نقش دارد (Guo et al., 2016). منیزیم تأثیر مستقیمی بر رشد گیاه دارد و ممکن است جذب فسفر را افزایش دهد و در نتیجه از افزایش رشد گیاه از طریق اثر هم افزایی با فسفر حمایت کند (González-Ponce et al., 2009).

نتایج حاصل از مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد بیشترین مقدار کلروفیل کل نیز با میانگین ۱/۰۹ میلی‌گرم بر گرم وزن تازه گیاه از تیمار S75:P25 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار بدست آمد هر چند با تیمارهای S100:P0 و S50:P50 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار به‌ترتیب با مقادیر ۱/۰۷ و ۱/۰۳ میلی‌گرم بر گرم وزن تازه گیاه و تیمارهای S100:P0 و S75:P25 ۱۰۰ کیلوگرم کود فسفر در هکتار به‌ترتیب با مقادیر ۱/۰۳۲ و ۱/۰۳۳ میلی‌گرم بر گرم وزن تازه گیاه از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری نداشت (جدول ۶). همچنین بیشترین مقدار کارتنوئید با میانگین ۰/۲۹۶ میلی‌گرم بر گرم وزن تازه گیاه از تیمار S75:P25 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار بدست آمد هر چند با تیمارهای S100:P0 و S50:P50 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار به‌ترتیب با مقادیر ۰/۲۹۲ و ۰/۲۹۱ میلی‌گرم بر گرم وزن تازه گیاه اختلاف آماری معنی‌داری نداشت و نسبت به تیمار S75:P25 ۱۰۰ و ۵۰ کیلوگرم کود فسفر در هکتار با میانگین ۰/۲۸۳ و ۰/۲۳۸ میلی‌گرم بر گرم وزن تازه گیاه به‌ترتیب افزایشی معادل با ۱۲/۵ و ۲۵/۶۷ درصد داشت (جدول ۶).

همچنین بیشترین مقدار کلروفیل b با میانگین ۰/۳۳۲ میلی‌گرم بر گرم وزن تازه گیاه از تیمار S75:P25 ۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار بدست آمد که نسبت به تیمار S75:P25 ۱۰۰ و ۵۰ کیلوگرم کود فسفر در هکتار با میانگین ۰/۲۸۳ و ۰/۲۳۸ میلی‌گرم بر گرم وزن تازه گیاه به‌ترتیب افزایشی معادل با ۱۷/۳۱ و ۲۸/۳۱ درصد داشت (جدول ۶). کلروفیل یکی از عوامل کلیدی در تعیین شدت فتوسنتز و تولید ماده خشک گیاهی و عامل مهمی در کنترل سلامت سبزیگی برگ است (Hakim et al., 2018). کلروفیل a رنگدانه اولیه فتوسنتزی در گیاهان است و غلظت آن ۲ تا ۳ برابر بیشتر از کلروفیل b است. غلظت این ترکیبات اطلاعاتی در مورد بهره‌وری، بنیه گیاه و کیفیت محیطی فراهم می‌کنند. تفاوت در محتوای کلروفیل را می‌توان وجود ترکیبات متفاوت در کودهای فسفر مورد استفاده برای کوددهی گیاهان بیان کرد (Jama-Rodzeńska et al., 2022). جاما-رودزه نسکا و همکاران (Jama-Rodzenska et al., 2022) در بررسی اثر استروویت تجاری (Phosgreen) حاصل از ضایعات فاضلاب و کود سوپر فسفات بر صفات فیزیولوژیک و فراهمی عناصر در گیاه کاهو (*Lactuca sativa* L.) گزارش کردند که کوددهی فسفر تأثیر قابل توجهی و معنی‌داری بر محتوای کلروفیل a ($P < 0.01$)، b ($P < 0.05$) و کل ($P < 0.01$) داشت به‌نحوی که سطح کلروفیل کل گیاه کاهو را در مقایسه با کود سوپر فسفات تقریباً دو برابر افزایش یافت. آنها دلیل افزایش کلروفیل را وجود عناصر نیتروژن و منیزیم در کنار فسفر در کود استروویت (phosgreen) دانستند. علاوه بر نیتروژن، منیزیم یکی از عناصر ضروری رشد گیاهان بوده و نقش اصلی آن شرکت در ساختمان کلروفیل است. حدود ۷۵ درصد از منیزیم برگ در سنتز

جدول ۵- نتایج تجزیه واریانس تأثیر کاربرد سطوح مختلف استروویت بر صفات فیزیولوژیک گیاه گندم

Table 5- Analysis of variance of the effect of different levels of Struvite on the physiological traits of wheat

منابع تغییرات Source of variance	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean square			
		کلروفیل a Chlorophyll a	کلروفیل b Chlorophyll b	کلروفیل کل Total Chlorophyll	کارتنوئید Carotenoid
سطوح کودی Fertilizer levels	2	0.162**	0.024**	0.310**	0.016**
تیمارهای کودی Fertilizer treatments	5	0.123**	0.020**	0.241**	0.007**
تیمارها * سطوح کودی Fertilizer levels * treatments	10	0.010**	0.001**	0.016**	0.0008**
خطا Error	36	0.0018	0.0000	0.0016	0.0000
ضریب تغییرات C.V (%)		7.01	1.91	4.77	2.90

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

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

Lupinus) باقلا (*Brassica napus*)، کلزار (*Cicer arietinum*)، کاهو (*Lactuca sativa* L.) دارای سیستم ریشه‌ای توسعه یافته‌اند که می‌توانند اسیدهای آلی مانند اگزالیک اسید، مالیک اسید و سترات را به داخل ریزوسفر ریشه تراوش کنند و باعث انحلال استروویت شوند (Talboy et al., 2016; Eradal et al., 2023). نتایج پژوهش‌های مختلف نشان می‌دهد که گیاهان تیمار شده با استروویت و کودهای مرکب نسبت به سایر تیمارها دارای طول ریشه کوتاه‌تری هستند که دلیل این امر را تلاش ریشه‌ها برای رسیدن و دسترسی به عناصر غذایی گزارش کرده‌اند (Eradal et al., 2023; Vysotskaya et al., 2016). اگرچه ریشه‌ها در شرایط استفاده از استروویت و کودهای مرکب کوتاه‌تر هستند، وزن آنها نزدیک یا حتی برتر از سایر کودهای کارآمد است که این مسئله نشان می‌دهد که ساختار ریشه گیاهان رشد یافته در شرایط استفاده از استروویت کوتاه‌تر اما متراکم‌تر است. اردال و همکاران (Eradal et al., 2023) در بررسی مقایسه اثر دو نوع استروویت (نوع ۱ و ۲ به ترتیب دارای ۷/۲۵ درصد و ۹/۸۵ درصد فسفر کل) و برخی کودهای تجاری (مونو آمونیوم فسفات، دی آمونیوم فسفات، سوپر فسفات تریپل و کود ۲۰-۲۰-۲۰) بر رشد گیاه کاهو در یک خاک آهکی گزارش کردند که تیمارهای مورد بررسی بر شاخص SPAD کاهو در سطح یک درصد معنادار شد به گونه‌ای که بیشترین مقدار آن با میانگین ۲۸/۹ واحد اسپد مربوط به استروویت نوع یک بود هر چند از لحاظ آماری با استروویت نوع دو و کود ۲۰-۲۰-۲۰ و دی آمونیوم فسفات از لحاظ آماری اختلاف معنی داری نداشت و کمترین مقدار آن با میانگین ۲۳ واحد اسپد مربوط به

اگرچه استروویت دارای حلالیت کمی در آب (۳ تا ۵ درصد) است (Achat et al., 2014b). لیکن پژوهش‌های آزمایشگاهی انجام شده نشان می‌دهد که استروویت به اندازه کود فسفوری بسیار محلول، برای گیاهان مؤثر است (Achat et al., 2014a; Talboys et al., 2016). با این حال، دلایل این دوگانگی ظاهری و مکانیسم‌های خاص انحلال استروویت هنوز نامشخص است. حلالیت کم استروویت در آب ممکن است بیانگر این امر باشد که آزادسازی فسفر برای رشد اولیه محصولات بسیار کم است، در همین راستا بونوین و همکاران (Bonvin et al., 2015) نشان دادند که نرخ جذب فسفر از استروویت مشتق شده از ادرار در طول یک دوره رشد ۳۰-۷۲ روزه توسط گیاه چمن (*ryegrass*) نسبتاً ثابت بود. تأمین جذب فسفر در مراحل اولیه رشد برای رشد و استقرار گیاه و برای بهینه‌سازی عملکرد محصول حیاتی است. اگرچه استروویت حلالیت کمی در آب دارد لیکن اثربخشی استروویت‌ها بر مقادیر کلروفیل کل را می‌توان به محتوای مواد مغذی آنها نسبت داد (Ackerman et al., 2013). بسیاری از مطالعات آزمایشگاهی قبلی نشان داده‌اند که استروویت همانند کود معدنی فسفر بسیار محلول به عنوان منبع فسفر برای گیاهان مؤثر هستند (Eradal et al., 2023; Talboy et al., 2016). یکی از دلایل اثر بخشی و برتری استروویت‌ها نسبت به بیشتر کودهای شیمیایی را می‌توان آزادسازی آهسته و کافی مواد مغذی آنها دانست (Eradal et al., 2023; Talboy et al., 2016). اگرچه حلالیت استروویت کند است، اما برخی از گیاهان توانایی تولید برخی اسیدهای آلی را دارند که حلالیت استروویت را از ریشه افزایش می‌دهند (Eradal et al., 2023). گیاهانی مانند نخود

تیمار شاهد (بدون استفاده فسفر) بود. جایگزینی جزئی یا کامل کود استروویت با کودهای تجاری فسفر دارای مزایای زیست‌محیطی فراوانی است علاوه بر بازیابی فسفر از شیرابه‌ها و لجن فاضلاب، باعث کاهش خطرات آلودگی فسفات‌ها در اثر مصرف کودهای تجاری می‌شود.

جدول ۶- نتایج مقایسه میانگین‌های اثر کاربرد سطوح مختلف استروویت بر صفات فیزیولوژیک گیاه گندم

Table 6- Means comparison of the effect of different levels of Struvite on the physiological traits of wheat

منابع Resources	تیمار Treatment	کلروفیل a Chlorophyll a (mg g ⁻¹)	کلروفیل b Chlorophyll b (mg g ⁻¹)	کلروفیل کل Total Chlorophyll (mg g ⁻¹)	کارتنوئید Carotenoid (mg g ⁻¹)
۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار 50 kg TSP ha ⁻¹	شاهد S0:P0	0.372 ^e	0.161 ^k	0.533 ^f	0.191 ^{kl}
	۱۰۰ درصد سوپر فسفات S0:P100	0.527 ^d	0.189 ^j	0.716 ^e	0.203 ^{jk}
	۲۵٪ استروویت + ۷۵٪ سوپر فسفات S25:P75	0.495 ^d	0.218 ⁱ	0.714 ^e	0.205 ^j
	۵۰٪ استروویت + ۵۰٪ سوپر فسفات S50:P50	0.473 ^d	0.223 ⁱ	0.697 ^e	0.218 ⁱ
	۷۵٪ استروویت + ۲۵٪ سوپر فسفات S75:P25	0.476 ^d	0.238 ^h	0.713 ^e	0.220 ⁱ
	۱۰۰٪ استروویت S100:P0	0.614 ^c	0.257 ^g	0.872 ^d	0.220 ⁱ
	شاهد S0:P0	0.373 ^e	0.159 ^k	0.532 ^f	0.177 ^m
	۱۰۰ درصد سوپر فسفات S0:P100	0.637 ^{bc}	0.274 ^f	0.911 ^d	0.232 ^h
	۲۵٪ استروویت + ۷۵٪ سوپر فسفات S25:P75	0.620 ^c	0.274 ^f	0.895 ^d	0.246 ^g
	۵۰٪ استروویت + ۵۰٪ سوپر فسفات S50:P50	0.710 ^a	0.275 ^{ef}	0.988 ^c	0.250 ^{fg}
۱۰۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار 100 kg TSP ha ⁻¹	۷۵٪ استروویت + ۲۵٪ سوپر فسفات S75:P25	0.749 ^a	0.283 ^e	1.033 ^{abc}	0.259 ^{ef}
	۱۰۰٪ استروویت S100:P0	0.737 ^a	0.296 ^d	1.032 ^{abc}	0.265 ^{de}
	شاهد S0:P0	0.372 ^e	0.164 ^k	0.536 ^f	0.183 ^{lm}
	۱۰۰ درصد سوپر فسفات S0:P100	0.699 ^{ab}	0.302 ^{cd}	1.001 ^c	0.272 ^{cd}
	۲۵٪ استروویت + ۷۵٪ سوپر فسفات S25:P75	0.706 ^{ab}	0.304 ^{cd}	1.01 ^{bc}	0.282 ^{bc}
	۵۰٪ استروویت + ۵۰٪ سوپر فسفات S50:P50	0.727 ^a	0.310 ^{bc}	1.037 ^{abc}	0.291 ^{ab}
	۷۵٪ استروویت + ۲۵٪ سوپر فسفات S75:P25	0.766 ^a	0.332 ^a	1.09 ^a	0.296 ^a
	۱۰۰٪ استروویت S100:P0	0.758 ^a	0.314 ^b	1.07 ^{ab}	0.292 ^{ab}
	شاهد S0:P0	0.372 ^e	0.164 ^k	0.536 ^f	0.183 ^{lm}
	۱۰۰ درصد سوپر فسفات S0:P100	0.699 ^{ab}	0.302 ^{cd}	1.001 ^c	0.272 ^{cd}
۱۵۰ کیلوگرم سوپر فسفات در هکتار 150 kg TSP ha ⁻¹	۲۵٪ استروویت + ۷۵٪ سوپر فسفات S25:P75	0.706 ^{ab}	0.304 ^{cd}	1.01 ^{bc}	0.282 ^{bc}
	۵۰٪ استروویت + ۵۰٪ سوپر فسفات S50:P50	0.727 ^a	0.310 ^{bc}	1.037 ^{abc}	0.291 ^{ab}
	۷۵٪ استروویت + ۲۵٪ سوپر فسفات S75:P25	0.766 ^a	0.332 ^a	1.09 ^a	0.296 ^a
	۱۰۰٪ استروویت S100:P0	0.758 ^a	0.314 ^b	1.07 ^{ab}	0.292 ^{ab}

ستون‌های دارای حداقل یک حرف لاتین مشترک، به روش آزمون LSD تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد ندارند.

Means followed with the same letters in each column are not significant at $p < 0.05$ by LSD Test.

نتیجه گیری

و ۳۱/۰۱ درصدی در مقدار غلظت و جذب فسفر شد. این امر می تواند به دلیل هم افزایی عناصر موجود در کود استروویت نسبت به کودهای تجاری باشد. با وجود حلالیت کم استروویت به اندازه کود فسفر بسیار محلول، برای گیاهان مؤثر است. با این حال، دلایل این دوگانگی ظاهری و مکانیسم های خاص انحلال استروویت هنوز نامشخص است. بنابراین اندازه گیری های دقیق تر برای بسترهای pH و EC مختلف، بررسی خواص فیزیکی و شیمیایی خاک و جزءبندی فسفر در خاک به درک بهتر استفاده از استروویت کمک خواهد کرد. بنابراین توصیه می شود منشأ استخراج استروویت، زمان بندی و نرخ کاربرد در رابطه با تقاضای محصولات زراعی و باغی مختلف بهینه شود.

نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد است با جایگزین کردن استروویت به جای کود سوپر فسفات تریپل در هر سه سطوح کودی (۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار) پارامترهای مورد بررسی افزایش یافت به نحوی که بیشترین مقدار کلروفیل a، b، کل و کارتنوئید به ترتیب با میانگین ۰/۷۶۶، ۰/۳۳۲، ۱/۰۹ و ۰/۲۹۶ میلی گرم بر گرم وزن تازه گیاه از تیمار ۷۵ درصد استروویت + ۲۵ درصد کود سوپر فسفات تریپل بدست آمد. نتایج همچنین نشان داد کاربرد تیمار ۱۰۰ درصد کود استروویت نسبت به تیمار ۱۰۰ درصد سوپر فسفات تریپل به ترتیب باعث افزایش ۱۰/۰۵

References

1. Achat, D.L., Daumer, M.L., Sperandio, M., Santellani, A.C., & Morel, C. (2014a). Solubility and mobility of phosphorus recycled from dairy effluents and pig manures in incubated soils with different characteristics. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 99, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s10705-014-9614-0>
2. Achat, D.L., Sperandio, M., Daumer, M.L., Santellani, A.C., Prud'Homme, L., Akhtar, M., & Morel, C. (2014b). Plant-availability of phosphorus recycled from pig manures and dairy effluents as assessed by isotopic labeling techniques. *Geoderma*, 232, 24-33. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.04.028>
3. Ackerman, J.N., Zvomuya, F., Cicek, N., & Flaten, D. (2013). Evaluation of manure-derived struvite as a phosphorus source for canola. *Canadian Journal of Plant Science*, 93(3), 419-424.
4. Arzani, A., & Ashraf, M. (2017). Cultivated ancient wheats (*Triticum* spp.): A potential source of health-beneficial food products. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 16(3), 477-488. <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12262>
5. Barbosa, S.G., Peixoto, L., Meulman, B., Alves, M.M., & Pereira, M.A. (2016). A design of experiments to assess phosphorous removal and crystal properties in struvite precipitation of source separated urine using different Mg sources. *Chemical Engineering Journal*, 298, 146-153. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.148>
6. Bastida, F., Jehmlich, N., Martínez-Navarro, J., Bayona, V., García, C., & Moreno, J.L. (2019). The effects of struvite and sewage sludge on plant yield and the microbial community of a semiarid Mediterranean soil. *Geoderma*, 337, 1051-1057. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.046>
7. Bonvin, C., Etter, B., Udert, K.M., Frossard, E., Nanzer, S., Tamburini, F., & Oberson, A. (2015). Plant uptake of phosphorus and nitrogen recycled from synthetic source-separated urine. *Ambio*, 44, 217-227. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0616-6>
8. Day, P.R. (1965). Particle fractionation and particle size analysis. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling*, 9, 545-567.
9. Degryse, F., Baird, R., Da Silva, R.C., & McLaughlin, M.J. (2017). Dissolution rate and agronomic effectiveness of struvite fertilizers—effect of soil pH, granulation and base excess. *Plant and Soil*, 410, 139-152.
10. Ehmann, A., Bach, I.M., Laoeamthong, S., Bilbao, J., & Lewandowski, I. (2017). Can phosphate salts recovered from manure replace conventional phosphate fertilizer? *Agriculture*, 7(1), 1. <https://doi.org/10.3390/agriculture7010001>
11. Eisenhauer, N., Lanoue, A., Strecker, T., Scheu, S., Steinauer, K., Thakur, M.P., & Mommer, L. (2017). Root biomass and exudates link plant diversity with soil bacterial and fungal biomass. *Scientific Reports*, 7(1), 44641. <https://doi.org/10.1038/srep44641>
12. El-Rafie, S., Hawash, S., & Shalaby, M.S. (2013). Evaluation of struvite precipitated from chemical fertilizer industrial effluents. *Advances in Applied Science Research*, 4(1), 113-123.
13. Erdal, İ., Mejri, R., Yaylaci, C., & Turkan, Ş.A. (2023). Comparison of the effectiveness of struvite and some commercial fertilizers on the growth of lettuce. *Bahçe*, 52(2), 95-102. <https://doi.org/10.53471/bahce.1316809>
14. Fageria, N.K. (2014). *Nitrogen management in crop production*. New York: CRC Press. ISBN:978-1-4822-2283-8.
15. Franz, M. (2008). Phosphate fertilizer from sewage sludge ash (SSA). *Waste Management*, 28(10), 1809-1818.
16. Gell, K., De Ruijter, F.J., Kuntke, P., De Graaff, M., & Smit, A.L. (2011). Safety and effectiveness of struvite from black water and urine as a phosphorus fertilizer. *Journal of Agricultural Science*, 3(3), 67.
17. González-Ponce, R., López-de-Sá, E.G., & Plaza, C. (2009). Lettuce response to phosphorus fertilization with struvite recovered from municipal wastewater. *HortScience*, 44(2), 426-430.

18. Guo, W., Nazim, H., Liang, Z., & Yang, D. (2016). Magnesium deficiency in plants: An urgent problem. *The Crop Journal*, 4(2), 83-91.
19. Guyonnet, J.P., Cantarel, A.A., Simon, L., & Haichar, F.E.Z. (2018). Root exudation rate as functional trait involved in plant nutrient-use strategy classification. *Ecology and Evolution*, 8(16), 8573-8581. <https://doi.org/10.1002/ece3.4383>
20. Hakim, A., Jaganath, S., Honnabyraiah, M.K., Kumar, S.M., Kumar, S.A., & Dayamani, K.J. (2018). Effect of biofertilizers and Auxin on total chlorophyll content of leaf and leaf area in pomegranate (*Punica granatum* L.) cuttings. *International Journal of Pure and Applied Bioscience*, 6(1), 987-991.
21. Hall, R.L., Staal, L.B., Macintosh, K.A., McGrath, J.W., Bailey, J., Black, L., & Williams, P.N. (2020). Phosphorus speciation and fertiliser performance characteristics: A comparison of waste recovered struvites from global sources. *Geoderma*, 362, 114096. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114096>
22. Hertzberger, A.J., Cusick, R.D., & Margenot, A.J. (2020). A review and meta-analysis of the agricultural potential of struvite as a phosphorus fertilizer. *Soil Science Society of America Journal*, 84(3), 653-671. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114096>
23. Hertzberger, A.J., Cusick, R.D., & Margenot, A.J. (2021). Maize and soybean response to phosphorus fertilization with blends of struvite and monoammonium phosphate. *Plant and Soil*, 461, 547-563. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-04830-2>
24. Hopkins, B.G., & Hansen, N.C. (2019). Phosphorus management in high-yield systems. *Journal of Environmental Quality*, 48(5), 1265-1280. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.03.0130>
25. Hopkins, B., & Ellsworth, J. (2003, January). Phosphorus nutrition in potato production. In *Idaho Potato Conference* (pp. 22-23).
26. Huygens, D., Saveyn, H., Tonini, D., Eder, P., & Delgado Sancho, L. (2019). Technical proposals for selected new fertilising materials under the Fertilising Products Regulation (Regulation (EU) 2019/1009). *FeHPO CaHPO*, 4.
27. Jama-Rodzeńska, A., Chohura, P., Gałka, B., Szuba-Trznadel, A., Falkiewicz, A., & Białkowska, M. (2022). Effect of different doses of phosgreen fertilization on chlorophyll, K, and Ca content in Butterhead lettuce (*Lactuca sativa* L.) grown in peat substrate. *Agriculture*, 12(6), 788.
28. Jones Jr, J.B., & Case, V.W. (1990). Sampling, handling, and analyzing plant tissue samples. *Soil Testing and Plant Analysis*, 3, 389-427.
29. Kuo, S., Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., & Loeppert, R.H. (1996). Phosphorus. Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. Madison. *Soil Sci Soc Am. Inc Am Soc Agron Inc*, 4-9.
30. Li, B., Huang, H.M., Boiarkina, I., Yu, W., Huang, Y.F., Wang, G.Q., & Young, B.R. (2019). Phosphorus recovery through struvite crystallisation: Recent developments in the understanding of operational factors. *Journal of Environmental Management*, 248, 109254. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.07.025>
31. Liang, S., Chen, H., Zeng, X., Li, Z., Yu, W., Xiao, K., & Yang, J. (2019). A comparison between sulfuric acid and oxalic acid leaching with subsequent purification and precipitation for phosphorus recovery from sewage sludge incineration ash. *Water Research*, 159, 242-251. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.022>
32. Lindsay, W.L., & Norvell, W. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42(3), 421-428.
33. Liu, Y., Chen, J., Mol, A.P., & Ayres, R.U. (2007). Comparative analysis of phosphorus use within national and local economies in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 51(2), 454-474. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.10.012>
34. Ma, J., Zhao, D., Tang, X., Yuan, M., Zhang, D., Xu, M., & Jiang, L. (2022). Genome-wide association study on root system architecture and identification of candidate genes in wheat (*Triticum aestivum* L.). *International Journal of Molecular Sciences*, 23(3), 1843. <https://doi.org/10.3390/ijms23031843>
35. Mancho, C., Diez-Pascual, S., Alonso, J., Gil-Díaz, M., & Lobo, M.C. (2023). Assessment of recovered struvite as a safe and sustainable phosphorous fertilizer. *Environments*, 10(2), 22. <https://doi.org/10.3390/environments10020022>
36. Meng, X., Liu, X., Huang, Q., Gao, H., Tay, K., & Yan, J. (2019). Recovery of phosphate as struvite from low-temperature combustion sewage sludge ash (LTCA) by cation exchange. *Waste Management*, 90, 84-93. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.045>
37. Militaru, B.A., Lupa, L., & Pode, R. (2019). Phosphorus recovery as struvite from sewage sludge ash. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*, 19(4.1), 749-755. <https://doi.org/10.5593/sgem2019/4.1/S18.095>
38. Nongqwenga, N., Muchaonyerwa, P., Hughes, J., Odindo, A., & Bame, I. (2017). Possible use of struvite as an alternative phosphate fertilizer. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(3), 581-593. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162017000300003>
39. Olsen, S.R. (1954). *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate* (No. 939). US Department of Agriculture.
40. Page, A.L. (1982). *Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties* (Vol. 9). American Society

of Agronomy.

41. Ryu, H.D., Lim, C.S., Kang, M.K., & Lee, S.I. (2012). Evaluation of struvite obtained from semiconductor wastewater as a fertilizer in cultivating Chinese cabbage. *Journal of Hazardous Materials*, 221, 248-255. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.038>
42. Seyhan, D. (2009). Country-scale phosphorus balancing as a base for resources conservation. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(12), 698-709. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.05.001>
43. Talboys, P.J., Heppell, J., Roose, T., Healey, J.R., Jones, D.L., & Withers, P.J. (2016). Struvite: a slow-release fertiliser for sustainable phosphorus management? *Plant and Soil*, 401, 109-123. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2747-3>
44. Vysotskaya, L., Akhiyarova, G., Feoktistova, A., Akhtyamova, Z., Korobova, A., Ivanov, I., & Kudoyarova, G. (2020). Effects of phosphate shortage on root growth and hormone content of barley depend on capacity of the roots to accumulate ABA. *Plants*, 9(12), 1722. <https://doi.org/10.3390/plants9121722>
45. Walkley, A., & Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29-38.
46. Wen, G., Huang, L., Zhang, X., & Hu, Z. (2019). Uptake of nutrients and heavy metals in struvite recovered from a mixed wastewater of human urine and municipal sewage by two vegetables in calcareous soil. *Environmental Technology & Innovation*, 15, 100384. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100384>
47. Xu, H., He, P., Gu, W., Wang, G., & Shao, L. (2012). Recovery of phosphorus as struvite from sewage sludge ash. *Journal of Environmental Sciences*, 24(8), 1533-1538. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60969-8](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60969-8)
48. Yuan, Z., Pratt, S., & Batstone, D.J. (2012). Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. *Current Opinion in Biotechnology*, 23(6), 878-883. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2012.08.001>
49. Zin, M.M.T., & Kim, D.J. (2019). Struvite production from food processing wastewater and incinerated sewage sludge ash as an alternative N and P source: Optimization of multiple resources recovery by response surface methodology. *Process Safety and Environmental Protection*, 126, 242-249. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.04.018>

Cadmium Sorption Kinetics and Isotherm in a Paddy Soil Treated with Magnesium Chloride-Modified Rice Husk Biochar

B. Abolfazli Behrooz¹, S. Oustan^{2*}, H. Mirseyed Hosseini³, H. Etesami³

1 and 3- Ph.D. Graduated and Associate Professor, Department of Soil Science, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran, respectively.

2- Professor, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran

(*- Corresponding Author Email: oustan@hotmail.com)

Received: 12-01-2024
Revised: 01-03-2024
Accepted: 06-03-2024
Available Online: 06-03-2024

How to cite this article:

Abolfazli Behrooz, B., Oustan, S., Mirseyed Hosseini, H., & Etesami, H. (2024). Cadmium sorption kinetics and isotherm in a Paddy soil treated with magnesium chloride-modified rice Husk biochar. *Journal of Water and Soil*, 38(1), 143-160. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/jsw.2024.86341.1368>

Introduction

Cadmium (Cd) contamination has been a widespread concern in paddy soils because of its subsequent transfer to the food chain. Biochar amendment is proposed to stabilize Cd in the contaminated soils. However, the pristine biochar shows limited functionality towards Cd sorption in practice. Recently, Mg-modified biochars have attracted much attention for their low toxicity. These biochars are coated by MgO or Mg(OH)₂ precipitates during the pyrolysis process. Magnesium chloride (MgCl₂)-modified biochars have been used widely in the removal of heavy metals from the aqueous solutions. However, there is little literature about their performance in soils. The present study therefore was conducted to investigate the effects of application of unmodified and MgCl₂-modified rice husk biochars on the kinetics and isotherms of Cd sorption in a calyey paddy soil.

Materials and Methods

The unmodified and MgCl₂-modified biochars were produced from rice husk at 600°C. Some relevant characteristics of the produced biochars (including elemental composition, pzc, pH_{1:10}, ash content and BET surface area) were determined. Moreover, the studied soil was taken from a paddy field (0-20 cm) in the Qaemshahr region of Mazandaran province. The biochars (< 0.5 mm) were added to the soil samples at three levels (0, 3, and 5% w/w) and the amended soils were incubated at 25°C for 45 days. Then, the kinetic experiments of Cd sorption at a concentration of 375 mg Cd/L at times of 0.25, 0.5, 1, 2, 4, 8, 16, 24 and 48 hours and the isothermal experiments of Cd sorption at concentrations of 50, 100, 150, 200, 300, 350, 400, 600 and 800 mg Cd/L were performed. In both kinetic and isotherm experiments, a 0.01 M KCl solution was used as the background electrolyte. Finally, the relevant kinetic and isotherm models were fitted to the sorption data and their parameters were calculated.

Results and Discussion

Biochar characterization indicated that modification with MgCl₂ resulted in an increase of the O/C ratio (from 0.27 to 0.48) and pH (from 7.67 to 8.60). This modification also increased the H/C ratio (from 0.032 to 0.071) and the specific surface area (from 195.6 to 231.2 m²/g). As a result, the MgCl₂-modified biochar was more hydrophilic and less carbonized than the unmodified one. Moreover, the characteristic peaks of the MgCl₂-modified biochar (3700, 1428 and 500 cm⁻¹) were present in its FTIR spectrum. The results revealed that about 74 to 89% of the Cd



©2024 The author(s). This is an open access article distributed under [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source.

<https://doi.org/10.22067/jsw.2024.86341.1368>

sorption by the soils occurred in times less than 2 hours. With $MgCl_2$ -modification, the sorption equilibration time was reduced from 48 hours to 24 hours. In contrast, the unmodified biochar had no considerable effect on the Cd sorption kinetics. Among the kinetic models, the Elovich model with lower SEE was the best to fit the Cd sorption kinetic data. The intra-particle diffusion model was not satisfactory for Cd sorption on the biochars. Freundlich model with lower SEE well described the Cd sorption isotherms. Application of 3% and 5% $MgCl_2$ -modified biochar increased the Freundlich K_F parameter by 2.4 and 2.8 times as compared to the control. Moreover, the aforementioned treatments increased the heterogeneity parameter of the Freundlich model (n) from 3.48 to 6.08. The Temkin model could not reasonable fit the sorption data. In contrast, the unmodified biochar did not show any considerable effect on the Cd sorption capacity of the clayey soil used in this research. This finding means that the unmodified biochar could not improve the sorption performance of negatively charged soil clay particles.

Conclusion

According to the results obtained, it could be concluded that the Cd sorption behavior of the soil treated with unmodified rice husk biochar was similar to that of the untreated soil. Whereas, the $MgCl_2$ -modification improved both sorption rate and sorption capacity of the soil for Cd. Application of $MgCl_2$ -modified biochar improved the Cd sorption properties of a clayey soil with high intrinsic sorption ability. Thus, this may be a promising approach in remediation of Cd-contaminated paddy soils with the aim of reducing Cd mobility and availability. However, there is need to do more research to create awareness about the importance of biomass nature as well as pyrolysis temperature, the ratio of $MgCl_2$ to biomass, the mechanism of Cd stabilization and the desorption of Cd from soils treated with $MgCl_2$ -modified biochars.

Keywords: Cadmium availability, Clayey soil, Elovich model, Freundlich model

سیتیک و همدمای جذب کادمیم در یک خاک شالیزاری تیمار شده با بیوچار پسته برنج اصلاح شده با کلرید منیزیم

بهرام ابوالفضلی بهروز^۱ - شاهین اوستان^{۲*} - حسین میرسید حسینی^۳ - حسن اعتصامی^۴

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۱۰/۲۲

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۲/۱۶

چکیده

آلودگی خاک‌های شالیزاری به کادمیم (Cd) در کشورهای تولیدکننده برنج یک معضل جدی به‌شمار می‌رود. به‌علاوه، بیوچار یک اصلاح‌کننده مهم در خاک‌های شالیزاری آلوده به کادمیم می‌باشد. با این حال، ضروری است ظرفیت بیوچار برای جذب این فلز سنگین افزایش یابد. بیوچار اصلاح شده با کلرید منیزیم ($MgCl_2$) به‌طور گسترده‌ای در حذف فلزهای سنگین از محلول‌های آبی استفاده شده است. با این حال، اطلاعات کمی درباره کارایی آن در خاک وجود دارد. در مطالعه حاضر تأثیر سطوح مختلف (۰، ۳، ۵ و درصد وزنی) بیوچار پسته برنج اصلاح شده و اصلاح نشده با $MgCl_2$ (تهیه شده در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس) بر سیتیک و همدمای جذب کادمیم در یک خاک شالیزاری با بافت رس شنی بررسی شد. نتایج نشان داد که اصلاح بیوچار با $MgCl_2$ باعث افزایش نسبت O/C از ۰/۲۷ به ۰/۴۸ و افزایش مساحت سطح از ۱۹۵/۶ به $۲۳۱/۲ \text{ m}^2/\text{g}$ شد. خاک‌های تیمار شده با بیوچارها به مدت ۴۵ روز در دمای ۲۵ درجه سلسیوس انکوباتور نگهداری شدند. سپس، آزمایش سیتیک جذب در غلظت ۳۷۵ میلی گرم کادمیم بر لیتر در زمان‌های ۰/۲۵، ۰/۵، ۱، ۲، ۴، ۸، ۱۶، ۲۴ و ۴۸ ساعت و آزمایش همدمای جذب در غلظت‌های ۵۰، ۱۰۰، ۱۵۰، ۲۰۰، ۳۰۰، ۳۵۰، ۴۰۰، ۶۰۰ و ۸۰۰ میلی گرم کادمیم بر لیتر انجام گرفت. داده‌های سیتیکی جذب کادمیم توسط مدل الویج با خطای معیار تخمین (SEE) کوچک‌تر توصیف شدند. همچنین، داده‌های همدماهای جذب کادمیم توسط مدل فروندلیچ با SEE کوچک‌تر توصیف شدند. کاربرد ۳ و ۵ درصد بیوچار اصلاح شده، پارامتر K_F مدل فروندلیچ برای جذب کادمیم را به ترتیب ۲/۴ و ۲/۸ برابر نسبت به خاک تیمار نشده با بیوچار افزایش داد، در حالی که کاربرد بیوچار اصلاح نشده تأثیری قابل ملاحظه‌ای بر این پارامتر نداشت. بنابراین، می‌توان نتیجه‌گیری کرد که بیوچار پسته برنج اصلاح شده با $MgCl_2$ قادر به کاهش تحرک و فراهمی کادمیم حتی در یک خاک شالیزاری رس شنی با ظرفیت بالا برای جذب کادمیم بود، هرچند که نتیجه‌گیری قطعی در این مورد منوط به انجام مطالعات واجذب کادمیم است.

واژه‌های کلیدی: خاک رسی، فراهمی کادمیم، مدل الویج، مدل فروندلیچ

مقدمه

ریزگرد، هوادیدگی سنگ‌های غنی از فلز و فوران‌های آتشفشانی است. به‌علاوه، معدن کاوی، ذوب فلزها، مصرف مواد شیمیایی و پسماندهای حاوی فلز (آفت‌کش‌ها، کودهای شیمیایی و لجن فاضلاب)، احتراق سوخت‌های فسیلی، فعالیت‌های نظامی و قطعات الکترونیکی (استفاده در تولید و دفع) از منابع مهم انسانی این فلزها در خاک هستند (Khan *et al.*, 2021a). خاک نقشی بنیادی در سلامت غذایی داشته و آلودگی خاک با کاهش کیفیت محصولات کشاورزی، سلامتی انسان را مورد

فلزهای سنگین به دلیل غیرقابل تجزیه بودن، سمیت و انباشت‌پذیری در زمره آلاینده‌های اصلی محیط زیست و به‌ویژه خاک هستند. آلودگی خاک به فلزهای سنگین معضلی در مقیاس جهانی است که سلامت انسان و امنیت غذایی را تهدید می‌کند. حضور فلزهای سنگین در خاک می‌تواند طبیعی یا در نتیجه فعالیت‌های انسانی باشد. منابع طبیعی فلزهای سنگین شامل نشر آتشفشانی در جو، انتقال

۱ و ۳- به ترتیب دانش‌آموخته دکتری و دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

۲- استاد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران

(Email: oustan@hotmail.com)

(*)- نویسنده مسئول:

تهدید قرار می‌دهد (Qin et al., 2021). کادمیم (Cd) به‌عنوان یک فلز سنگین، عنصری غیرضروری برای همه موجودات زنده است. این فلز در خاک‌های کشاورزی می‌تواند به سطوح بالایی رسیده و به‌آسانی توسط گیاه جذب شود. انباشت کادمیم در گیاهان می‌تواند سبب بروز علائم ظاهری مانند لوله شدن برگ، کلروز، کاهش رشد ریشه و شاخساره، قهوه‌ای شدن نوک ریشه و در نهایت مرگ شود. کاهش جذب عناصر غذایی، اختلال در متابولیسم نیتروژن، برهم خوردن تعادل آبی گیاه، ممانعت از باز شدن روزنه‌ها، اختلال در عملکرد غشاءهای سلولی و فتوسنتز از علائم فیزیولوژیک مسمومیت کادمیم هستند (Krantev et al., 2008). تجمع این فلز در بدن انسان می‌تواند منجر به بروز اختلال در عملکرد کلیه‌ها، کبد، ریه، غدد جنسی و فوق کلیوی و سیستم خون‌سازی شود (Genchi et al., 2020). غلظت کادمیم خاک از ۰/۱ تا ۱ میلی گرم بر کیلوگرم تغییر کرده و به‌طور میانگین ۰/۳۶ میلی گرم بر کیلوگرم است (Kubier et al., 2019). غلظت‌های ۱ و ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم عمدتاً به‌عنوان آستانه و حد پایینی ریسک اکولوژیک در نظر گرفته می‌شوند (Toth et al., 2016). کادمیم برخلاف فلزهای سنگینی مانند سرب و مس، تمایل کمی به جذب اختصاصی توسط کانی‌های رس داشته و به‌ویژه در pHهای اسیدی بیش‌تر به‌صورت غیراختصاصی جذب می‌شود، از این‌رو دارای تحرک بالاتری است (Srivastava et al., 2005). همچنین، سهم جذب اختصاصی تابعی از قدرت یونی بوده و با افزایش آن افزایش می‌یابد. همچنین، هم‌رسوبی کادمیم (به‌ویژه با کربنات کلسیم) بیش‌تر در غلظت‌های بالای کادمیم اتفاق افتاده و جذب شیمیایی آن در غلظت‌های پایین متداول است. با این‌حال، جذب کادمیم در سطوح اکسیدهای فلزی و فسفات‌های کلسیم قابل‌ملاحظه است. کمپلکس شدن کادمیم با مواد آلی محلول، جذب آن را کاهش می‌دهد (Kubier et al., 2019). برخی پژوهشگران جذب کادمیم توسط خاک و اجزای آن را مطلقاً برگشت‌پذیر گزارش کرده و برخی دیگر به‌دلیل پخش به داخل ماتریکس فاز جامد خاک، جذب شیمیایی و رسوب کردن در سطح، یک واجذب ناقص را مشاهده کرده‌اند (Loganathan et al., 2012). فراهمی کادمیم در خاک عمدتاً توسط pH، پتانسیل ریداکس، ریزجانداران خاک، ماهیت لیگاند‌های آلی و معدنی، حضور سایر فلزهای سنگین و گونه گیاهی کنترل می‌شود (Hussain et al., 2021). آلودگی خاک‌های شالیزاری به کادمیم یک معضل جدی برای کشورهای تولیدکننده برنج است. گزارش شده است که غلظت این فلز سنگین در دانه برنج تولیدشده در چین در فاصله سال‌های ۲۰۰۲ تا ۲۰۱۹ رو به فزونی بوده است (Zou et al., 2021). بیوپار یک ماده آلی غنی از کربن با خواص منحصربه‌فرد شامل گروه‌های عاملی متنوع

و ظرفیت تبادل کاتیونی قابل‌توجه، مساحت سطح بالا و مقاومت زیاد در برابر تجزیه است که به‌طور گسترده‌ای در مطالعات حذف فلزهای سنگین از محیط‌زیست مورد استفاده قرار می‌گیرد. گزارش شده است که بخش تبدیلی کادمیم خاک با مصرف بیوپار بین ۲۸ تا ۲۹ درصد کاهش یافت. این رقم برای ژئولیت بین ۹ تا ۱۳ درصد بود (Bashir et al., 2018). همچنین، کاربرد ۱۰ درصد بیوپار لجن فاضلاب در یک خاک آلوده (۳/۵۵-۴/۰۶ mgCd/kg)، جذب کادمیم توسط برنج را ۴۲ درصد کاهش داد (Khan et al., 2018). گزارش شده است که حداقل زیست‌انباشت کادمیم توسط گیاه برنج در خاک‌های آلوده (۵۰ Cd/kg) تیمار شده با بیوپار پسته برنج مشاهده شد (Azhar et al., 2019). برخی مطالعات نشان داده است که ظرفیت جذب بیوپار طبیعی^۱ محدود بوده (Deng et al., 2021) ولی بعد از اصلاح شیمیایی آن افزایش می‌یابد (Qiu et al., 2019; Sizmur et al., 2017). سال‌های گذشته، اصلاح شیمیایی بیوپار به‌منظور افزایش ظرفیت جذب با ترکیبات شیمیایی مانند کلرید منیزیم (Zhang et al., 2020)، فرریت منیزیم (Gao et al., 2019)، پرمنگنات پتاسیم (Wang et al., 2015)، دی‌سولفید مولیبدن (Khan et al., 2021b)، و اکسی‌هیدروکسید آهن (Zhu et al., 2020) موردتوجه قرار گرفته است. زمانی که اصلاح شیمیایی قبل از پیرولیز انجام شود به آن پیش‌پیرولیز^۲ و زمانی که بعد از آن انجام شود به آن پس‌پیرولیز^۳ گفته می‌شود (Sizmur et al., 2017). وقتی ماده شیمیایی مورد نیاز برای اصلاح بیوپار در حین فرایند پیرولیز افزوده شود به آن بیوپار کوپیرولیز^۴ گفته می‌شود (Li et al., 2021). به‌دلیل سمیت کم (به‌منظور جلوگیری از آلودگی ثانویه) و ظرفیت جذب زیاد برای بیوپارهای اصلاح‌شده با ترکیبات منیزیم، اصلاح بیوپار با این ترکیبات بیش‌تر مورد توجه قرار گرفته است (Deng et al., 2021). اصلاح بیوپار با ترکیبات منیزیم عمدتاً بر پایه مکانیسم ایجاد پوشش اکسید منیزیم در سطح بیوپار در طی فرایند پیرولیز استوار است (Creamer et al., 2018). افزایش ظرفیت جذب در بیوپارهای اصلاح‌شده با ترکیبات منیزیم (تولید اکسید یا هیدروکسید منیزیم در سطح بیوپار) به ارتقای خواص فیزیکی (Xiao et al., 2018) مانند مساحت سطح و حجم منفذی (Yin et al., 2021) و نیز افزایش واکنش‌پذیری سطح (Zhang et al., 2020) نسبت داده می‌شود. علت افزایش مساحت سطح، تجزیه $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ در دماهای بالا و تولید بخارهای H_2O و HCl است. همچنین، بلورهای $Mg_3(OH)_5Cl \cdot 4H_2O$ تولیدشده در سطح بیوپار سبب تبادل بین یون‌های منیزیم و فلز سنگین می‌شوند (Zhang et al., 2020). این پژوهشگران دریافتند که اصلاح بیوپار پسماند پوسته خرچنگ کارخانه‌های کنسروسازی با $MgCl_2$ ، ظرفیت آن برای حذف

دمای ۳ درجه سلسیوس در دقیقه) تحت شرایط بدون اکسیژن (با عبور جریان گاز آرگون) حرارت داده شدند. سپس، هر دو نوع بیوچار تا ثابت شدن pH (حدود ۷/۵ و ۸/۵ به ترتیب برای بیوچارهای اصلاح نشده و اصلاح شده) با آب مقطر شسته شدند تا ترکیبات قلیایی مازاد حذف شوند. سپس، بیوچارها در دمای ۷۰ درجه سلسیوس به مدت ۴۸ ساعت خشک شده، بعد از آسیاب کردن و عبور از الک ۰/۵ میلی متری، برای آزمایش‌های بعدی در ظروف پلی اتیلنی درب‌دار نگهداری شدند (Song et al., 2021).

شناسایی ویژگی‌های بیوچار

برای شناسایی گروه‌های عاملی سطحی بیوچار از طیف‌بینی FTIR^۱ استفاده شد. بدین منظور، از دستگاه طیف‌سنج وکتور ۲۲ شرکت بروکر^۲، مجهز به لامپ گلوبار^۳ و آشکارساز DTGS^۴ و در نظر گرفتن ۱۲۸ اسکن با وضوح 4 cm^{-1} در محدوده $4000-400 \text{ cm}^{-1}$ استفاده شد. محتوای خاکستر (دمای ۷۵۰ درجه سلسیوس به مدت ۶ ساعت) در بیوچارها با روش سینگ و همکاران (Singh et al., 2017) تعیین شد. pH بیوچارها نیز در سوسپانسیون ۱ به ۱۰ پس از یک ساعت تکان دادن و نیم ساعت نگهداری اندازه‌گیری شد (Singh et al., 2017). نقطه بار صفر^۵ (pzc) با استفاده از روش جدیناک و چارماس (Jedynak & Charnas, 2021) تعیین شد. به طور خلاصه، ۰/۱۵ گرم بیوچار به ارلن مایرهای ۱۰۰ میلی لیتری حاوی ۵۰ میلی لیتر محلول NaNO_3 ۰/۰۱ مولار که pH آن‌ها با استفاده از ۰/۱ مولار NaOH و HNO_3 بین ۲ و ۱۲ تنظیم شده بود، اضافه گردید. pH نهایی پس از تکان دادن به مدت ۲۴ ساعت در ۱۲۰ دور در دقیقه در دمای ۲۵ درجه سلسیوس آنکوباتور اندازه‌گیری شد. pzc بیوچار pH است که در آن pH نهایی با pH اولیه برابر می‌شود. مساحت سطح نمونه‌های بیوچار از طریق تعیین حجم گاز نیتروژن (N_2) جذب-واجذب شده در نقطه جوش این گاز با استفاده از دستگاه Micromeritics ASAP 2020 Plus اندازه‌گیری شد. محتوای کل کربن، نیتروژن و هیدروژن نیز با استفاده از آنالیز عنصری (Elementar UNICUBE analyzer) تعیین شد. ویژگی‌های مورفولوژیک بیوچارها با استفاده از میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM^۶) مارک ZEISS EVO 50 XVP با منبع LaB6، مجهز به آشکارسازهایی برای جمع‌آوری الکترون‌های ثانویه و یک پروب طیف‌بینی پراکندگی انرژی (EDS^۷) تعیین شد. کادمیم کل بیوچار به روش $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ عصاره‌گیری شده (Singh et al., 2017) و غلظت آن با دستگاه ICP-OES (PerkinElmer NexION® 350D) اندازه‌گیری گردید.

سرب از محلول‌های آبی را در مقایسه با بیوچار اصلاح نشده به مقدار ۱۳/۴ درصد افزایش داد. در مطالعه‌ای دیگر، گزارش شد که ظرفیت بیوچار ارزن نوتریفید (*Pennisetum sp.*) اصلاح شده با MgCl_2 برای جذب کادمیم، ۱۱ برابر بیش‌تر از بیوچار اصلاح نشده بود. آنان مکانیسم‌های اصلی برای کاهش تحرک کادمیم را رسوب Cd(OH)_2 ، تبادل یونی و برهمکنش دوقطبی با حلقه‌های آروماتیک ذکر کردند (Yin et al., 2021). همچنین، این پژوهشگران اظهار داشتند که کمپلکس شدن با گروه‌های عاملی، جذب الکترواستاتیک و جذب سطحی فیزیکی نقش ناچیزی در جذب کادمیم داشتند. اصلاح بیوچار پوسته نارگیل با MgCl_2 باعث افزایش ۲۰ و ۳۰ برابری ظرفیت جذب سطحی آن برای حذف سرب و کادمیم از فاضلاب در مقایسه با بیوچار طبیعی شد (Wu et al., 2021b). اگرچه کارایی بالایی برای بیوچارهای اصلاح شده با MgCl_2 برای حذف فلزهای سنگین از محیط‌های آبی گزارش شده است، با این وجود مطالعات کمی در مورد کاربرد این بیوچارها در محیط خاک انجام گرفته است. برای نمونه، گزارش شده است که کاربرد ۲ درصد بیوچار پوسته بادام زمینی اصلاح شده با MgCl_2 زیست‌فراهمی کادمیم در خاک را به میزان ۲۸/۸ درصد کاهش داد (Shan et al., 2020). همچنین، گزارش شده است که با کاربرد ۲ درصد کمپوزیت بیوچار پوشش داده شده با اکسید منیزیم و کیتوزان، زیست‌فراهمی کادمیم خاک به میزان ۲۲/۳ درصد کاهش یافت (Xiang et al., 2021). هدف از این مطالعه مقایسه اثر بیوچارهای اصلاح شده و اصلاح نشده با MgCl_2 بر سینتیک و همدمای جذب کادمیم در یک خاک شالیزاری بود.

مواد و روش‌ها

تولید بیوچار

پوسته برنج که در مناطق زیرکشت برنج به فراوانی یافت می‌شود از کارخانه شالی کوبی آستانه‌اشرفیه در استان گیلان تهیه شد. سپس، از الک ۲ میلی متری عبور داده شده و در دمای ۷۰ درجه سلسیوس به مدت ۲۴ ساعت در آن خشک گردید. به منظور تولید بیوچار اصلاح شده، ابتدا یک لیتر محلول کلرید منیزیم (MgCl_2) یک مولار به ۲۰۰ گرم پوسته برنج اضافه شده و بعد از نیم ساعت تکان دادن و ۲۴ ساعت نگهداری، در دمای ۷۰ درجه سلسیوس به مدت ۴۸ ساعت خشک گردید (Tao et al., 2019). در نهایت، پوسته‌های برنج تیمار نشده و تیمار شده با محلول MgCl_2 در ظروف مخصوص قرار داده شده و در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس به مدت ۳ ساعت در داخل کوره (با سرعت افزایش

5- Point of zero charge

6- Scanning electron microscopy

7- Energy dispersive X-ray spectrscopy

1- Fourier-transform infrared spectroscopy

2- Bruker Vector 22 FTIR Spectrometer

3- Global infrared source

4- Deuterated alanine doped tri-glycine sulphate

نمونه‌برداری و تعیین ویژگی‌های خاک

نمونه خاک از عمق ۰ تا ۲۰ سانتی‌متری یک شالیزار واقع در قائمشهر استان مازندران (طول جغرافیایی ۵۲ درجه و ۵۲ دقیقه و ۱۹ ثانیه شرقی و عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۲۶ دقیقه و ۵ ثانیه شمالی) تهیه شد. نمونه خاک هوا خشک و نرم شده و برای تعیین ویژگی‌های آن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. pH و EC خاک به ترتیب در نسبت خاک به آب ۱:۲/۵ (Thomas, 1996) و عصاره اشباع (Roades, 1996) اندازه‌گیری شدند. رطوبت اشباع به روش وزنی تعیین شد (Richards, 1954). کربن آلی (OC) با روش هضم تر تعیین شد (Nelson & Sommer, 1996). بافت و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) نیز به ترتیب با روش‌های هیدرومتر (Gee & Or, 2002) و اسات سدیم (pH=8.2) (Chapman, 1965) تعیین شدند. کربنات کلسیم معادل (CCE) با روش خنثی‌سازی با اسید اندازه‌گیری شد (Allison & Moodie, 1965). کادمیم فراهم خاک نیز توسط روش لیندسی و نوروی (Lindsay & Norvell, 1978) با عصاره‌گیر DTPA-TEA-CaCl₂ اندازه‌گیری شد.

انکوبه کردن خاک با بیوچارها

تیمارها شامل خاک بدون بیوچار (SB0)، خاک با ۳ درصد وزنی بیوچار اصلاح‌نشده (SB3)، خاک با ۵ درصد وزنی بیوچار اصلاح‌نشده (SB5)، خاک با ۳ درصد وزنی بیوچار اصلاح‌شده (SMB3) و خاک با ۵ درصد وزنی بیوچار اصلاح‌شده (SMB5) بودند. بیوچارها در ظروف پلاستیکی با ۲۰۰ گرم خاک مخلوط شدند. برای شبیه‌سازی شرایط شالیزاری، خاک‌ها با افزودن آب مقطر به رطوبت اشباع رسانده شده و به مدت ۴۵ روز در انکوباتور در دمای ۲۵ درجه سلسیوس در تاریکی قرار گرفتند. سپس، خاک‌ها هوا خشک شده و بعد از عبور از الک ۲ میلی‌متری برای انجام آزمایش‌های بعدی نگهداری شدند. این آزمایش در دو تکرار انجام شد.

سینتیک جذب کادمیم

این آزمایش با استفاده از خاک تیمارهای مختلف بعد از ۴۵ روز انکوبه کردن انجام شد. ۱۰ میلی‌لیتر محلول زمینه کلرید پتاسیم ۰/۰۱ مولار حاوی ۳۷۵ میلی‌گرم کادمیم بر لیتر از منبع نمک کلرید کادمیم (CaCl₂) به ۰/۵ گرم از این خاک‌ها در لوله‌های سانتریفیوژ ۱۵ میلی‌لیتری، افزوده شد. لوله‌ها در دستگاه شیکرانکوباتور در دمای ۲۵ درجه سلسیوس و ۱۲۰ رفت و برگشت در دقیقه برای مدت زمان‌های ۰/۲۵، ۰/۵، ۱، ۲، ۴، ۸، ۱۶، ۲۴ و ۴۸ ساعت تکان داده شدند (Golami & Rahimi, 2020). در انتهای هریک از این زمان‌ها، لوله‌ها به مدت ۵ دقیقه در ۳۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شده و محلول رویی از کاغذ صافی واتمن شماره ۴۱ عبور داده شد. غلظت کادمیم در عصاره با

دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد. در نهایت، مقدار کادمیم جذب شده از اختلاف بین غلظت اولیه و غلظت تعادلی محاسبه شد. سپس، مدل‌های شبه مرتبه اول (معادله ۱)، شبه مرتبه دوم (معادله ۲)، پخش درون‌ذره‌ای (معادله ۳) و الوویج (معادله ۴) به داده‌های جذبی برازش داده شدند.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - k_1 t \quad (\text{Ardean et al., 2020}) \quad (۱)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (\text{Kumar et al., 2010}) \quad (۲)$$

$$q_t = k_D t^{\frac{1}{2}} + C \quad (\text{Liu et al., 2001}) \quad (۳)$$

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha \beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t) \quad (\text{Xu et al., 2021}) \quad (۴)$$

که در آن‌ها، q_e و q_t به ترتیب مقادیر کادمیم جذب‌شده (mg/g) در زمان‌های تعادل و t ، k_1 ، k_2 و k_D به ترتیب ثابت‌های معادله شبه مرتبه اول (1/h)، شبه مرتبه دوم (g/mg h) و پخش درون‌ذره‌ای (mg/g h^{0.5})، α سرعت جذب اولیه (mg/g h) و β ثابت مربوط به میزان پوشش سطح و انرژی فعال‌سازی برای جذب شیمیایی (g/mg) در معادله الوویج هستند. مدل‌های سینتیکی فوق بر اساس ضریب تعیین (r^2) و خطای معیار تخمین (SEE) مقایسه شدند. خطای معیار تخمین طبق معادله ۵ محاسبه شد (Allen et al., 1995):

$$SEE = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (q_m - q_e)^2}{n-2} \right]^{0.5} \quad (۵)$$

که در آن، q_e و q_m به ترتیب مقادیر تخمین زده‌شده و اندازه‌گیری شده جذب کادمیم در زمان t و n تعداد اندازه‌گیری‌ها است.

همدمای جذب کادمیم

به ۰/۵ گرم خاک در لوله‌های سانتریفیوژ ۱۵ میلی‌لیتری، ۱۰ میلی‌لیتر محلول زمینه کلرید پتاسیم ۰/۰۱ مولار (برای یکسان‌سازی ضریب فعالیت کادمیم در غلظت‌های مختلف) حاوی ۵۰، ۱۰۰، ۱۵۰، ۲۰۰، ۳۰۰، ۳۵۰، ۴۰۰، ۶۰۰ و ۸۰۰ میلی‌گرم کادمیم بر لیتر از منبع نمک کلرید کادمیم (CdCl₂) اضافه شد. نمونه‌ها به مدت ۴۸ ساعت (به‌دست آمده از آزمایش‌های سینتیکی جذب کادمیم) با سرعت ۱۲۰ دور در دقیقه در دمای ۲۵ درجه سلسیوس دستگاه شیکرانکوباتور تکان داده شدند. بعد از این مدت، لوله‌ها به مدت ۵ دقیقه با سرعت ۳۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شده و محلول رویی از کاغذ صافی واتمن شماره ۴۱ عبور داده شد. غلظت کادمیم در عصاره با دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد. در نهایت، مدل‌های فروندلیچ (معادله ۶)، لنگ‌مویر (معادله ۷) و تمکین (معادله ۸) به داده‌های جذبی برازش داده شدند (Zhang & Song, 2005).

$$\log q_e = \log K_F - \frac{1}{n} \log C \quad (۶)$$

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L b} + \frac{C_e}{b} \quad (۷)$$

به نسبت H/C آن (۰/۰۳۲) دارای آروماتیسیتی و تراکم ساختار آروماتیک فوق‌العاده زیادی بوده و از این رو افزایش مساحت سطح طی فرآیند اصلاح و از طریق نفوذ بخارهای H₂O و HCl که در بخش مقدمه توضیح داده شد، به‌سختی انجام شده است. در پژوهش‌های مختلف، نسبت H/C برای بیوچارهای مورد اصلاح با MgCl₂ از ۰/۰۳۹ تا ۰/۴۳ (Deng et al., 2021) تا ۰/۴۳ (Yin et al., 2021) متغیر بود. علت نسبت کوچک H/C برای بیوچار تولیدشده در این پژوهش، استفاده از دمای پیرولیز بالا (۶۰۰°C) بود (Li et al., 2023).

جدول ۱- برخی ویژگی‌های عمومی خاک مورد استفاده در مطالعه

Table 1- Some general characteristics of the soil used in the study

مقدار Amount	پارامتر Parameter
پهش (۱:۲/۵) pH _{1:2.5}	8.6
قابلیت هدایت الکتریکی EC _e (dS/m)	2.8
رس Clay (%)	43
سیلت Silt (%)	10
شن Sand (%)	47
کربنات کلسیم معادل CCE (%)	15.6
کربن آلی Organic carbon (%)	0.89
ظرفیت تبادل کاتیونی CEC (cmol/kg)	26
کادمیم فرآهم Available Cd (mg/kg)	0.09

طیف FTIR بیوچارهای پوخته برنج اصلاح‌شده و اصلاح‌نشده در شکل ۱ نشان داده شده است. در بیوچار اصلاح‌شده، برخلاف بیوچار اصلاح‌نشده، یک پیک در عدد موجی ۳۷۰۰ cm⁻¹ دیده شد که به ارتعاش کششی پیوند O-H در Mg(OH)₂ مربوط بود (Deng et al., 2021). پیک پهن مشاهده شده در حدود ۳۴۰۰ cm⁻¹ مربوط به ارتعاش کششی پیوند O-H در گروه‌های هیدروکسیل فتولی است که شدت آن بعد از اصلاح افزایش یافته است. شدت‌های دو پیک در ۲۸۵۰ cm⁻¹ و ۲۹۲۰ که به ترتیب به ارتعاش‌های کششی متقارن و نامتقارن پیوند C-H در ترکیبات آلیفاتیک مرتبط هستند نیز بعد از اصلاح بیوچار با MgCl₂ افزایش یافتند. پیک مشاهده شده در ۱۲۰۰ cm⁻¹ ممکن است مربوط به CO₂ به‌صورت شیمیایی جذب شده در سطح بیوچار باشد. پیک مربوط به CO₂ به‌صورت فیزیکی جذب شده (۲۳۰۰ cm⁻¹) فقط

$$q_e = K_1 + K_2 \ln C_e \quad (8)$$

که در آن‌ها، C_e و q_e به ترتیب غلظت تعادلی (mg/L) و مقدار جذب (mg/g)، K₁ و K₂ ثابت‌های مدل تمکین، b ظرفیت جذب (mg/g) و K_L شدت جذب (L/mg) در مدل لنگ‌مویر و K_F (L/g) و n ثابت‌های مدل فروندلیچ، هستند. مدل‌های یاد شده بر اساس ضریب تعیین (r²) و خطای معیار تخمین (SEE) (معادله ۵) ارزیابی شدند.

نتایج و بحث

ویژگی‌های خاک و بیوچارها

برخی ویژگی‌های کلی خاک مورد استفاده در این مطالعه در جدول ۱ ارائه شده است. خاک مورد آزمایش دارای بافت رس شنی، آهکی و غیرشور با کربن آلی کم و دارای pH قلیایی بود. غلظت کادمیم فراهم خاک نیز خیلی کمتر از آستانه تعیین شده حتی برای برخی خاک‌های اسیدی (۰/۱۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود (Wu et al., 2021a). ویژگی‌های بیوچارهای پوخته برنج استفاده شده در این مطالعه در جدول ۲ ارائه شده است. نسبت‌های O/C و H/C در بیوچار اصلاح‌شده بیشتر از بیوچار اصلاح‌نشده بود. افزایش نسبت O/C (به‌میزان ۰/۲۱ واحد) بیانگر انباشته شدن اکسید/هیدروکسید منگنز و افزایش فراوانی گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار در سطوح بیوچار اصلاح‌شده است (Tao et al., 2019) که آب‌دوستی آن را افزایش می‌دهد. این افزایش در پژوهشی دیگر قدری بیش‌تر (به‌میزان ۰/۲۵ واحد) بود (Yin et al., 2021) که علت آن می‌تواند استفاده از نسبت ۱:۱۰ به جای ۱:۵ در آغشته کردن پوخته سخت برنج به محلول کلرید منیزیم (MgCl₂) باشد. افزایش نسبت H/C که پیش‌تر نیز گزارش شده است (Deng et al., 2021) حاکی از کاهش آروماتیسیتی بیوچار و به‌عبارت دیگر کاهش یکپارچگی ساختارهای آروماتیک است. طبق تقسیم‌بندی که برای بیوچارها ارائه شده است، اصلاح بیوچار تغییری در پایداری آن در خاک ایجاد نکرده و هر دو بیوچار با توجه به اینکه نسبت O/C بین ۰/۲ و ۰/۶ دارند، نسبتاً پایدار بوده و از نیمه‌عمر بین ۱۰۰ تا ۱۰۰۰ سال برخوردارند (Spokas, 2010). همچنین، بیوچار اصلاح‌شده دارای مساحت سطح (به‌میزان ۱/۲ برابر)، محتوای خاکستر، pzc و pH بیش‌تر در مقایسه با شاهد بود. افزایش محتوای خاکستر بعد از اصلاح بیوچار به حضور ترکیبات منیزیم نسبت داده می‌شود. علت افزایش pH نیز انباشت نمک‌های قلیایی و هدررفت گروه‌های عاملی اسیدی است (Tao et al., 2019). در پژوهشی دیگر، مساحت سطح بیوچار اصلاح‌شده به‌میزان ۳ برابر افزایش یافت (Zhang et al., 2020). علت این تفاوت می‌تواند آن باشد که بیوچار تولیدشده از پوخته برنج با توجه

(MgO) و هیدروکسید منیزیم ($Mg(OH)_2$)، را در سطح بیوپار بعد از اصلاح نشان داد (شکل ۲-د) که توسط سایر پژوهشگران نیز گزارش شده است (Yin et al., 2021).

سینتیک جذب کادمیم

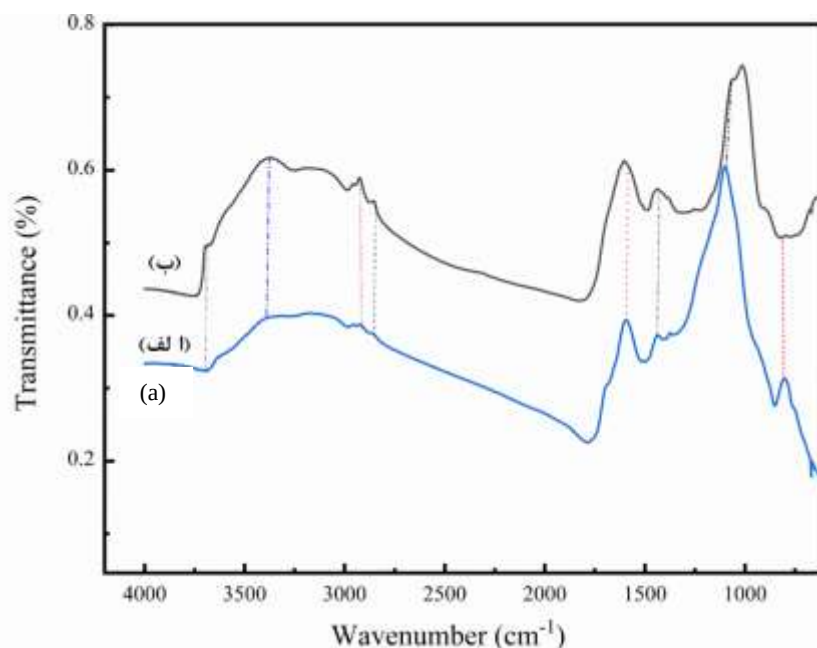
سینتیک جذب کادمیم در خاک شاهد (بدون بیوپار) و خاک‌های تیمار شده با بیوپارهای اصلاح شده و اصلاح نشده در شکل ۳ نشان داده شده است. نتایج نشان داد که سینتیک جذب کادمیم به صورت غیر خطی و دو مرحله‌ای است. جذب در مرحله اول سریع بود و در زمان‌های کمتر از ۲ ساعت اتفاق افتاد. حدود ۷۴ تا ۸۹ درصد از جذب کادمیم در این مرحله رخ داد. جذب در مرحله دوم کند بود و بین ۲ تا ۴۸ ساعت به تدریج کاهش یافت. با توجه به اینکه در ابتدا مکان‌های جذبی زیادی در دسترس هستند، لذا سرعت جذب بالاست.

به صورت ضعیف در طیف بیوپار اصلاح شده دیده شد. پیک مربوط به گروه کربوکسیل که در حدود عدد موجی 1700 cm^{-1} دیده می‌شود، به صورت ضعیفی در شانه پیک 1580 cm^{-1} که مربوط به پیوند C=C در حلقه آروماتیک است، دیده شد. علاوه بر این، پیک 1428 cm^{-1} نیز می‌تواند مربوط به پیوند C=C در حلقه آروماتیک و نیز پوشش MgO در سطح بیوپار اصلاح شده باشد. یک پیک در حدود 500 cm^{-1} نیز نشانه حضور MgO بود که فقط در بیوپار اصلاح شده مشاهده شد (Yin et al., 2021). همچنین، پیک‌های مشاهده شده در 1099 cm^{-1} و 800 cm^{-1} به ترتیب مربوط به پیوندهای Si-O و Si-O-Si بودند. پیک قوی مشاهده شده در 845 cm^{-1} فقط در بیوپار اصلاح نشده مشاهده شد که به گروه کربنات (CO_3^{2-}) مربوط بود (Deng et al., 2021). تصاویر SEM-EDS از بیوپار اصلاح نشده و اصلاح شده با $MgCl_2$ در شکل ۲ ارائه شده است. سطح بیوپار اصلاح شده نسبت به بیوپار اصلاح نشده ناهموارتر و متخلخل‌تر بود. تجزیه و تحلیل EDS مقدار بالای منیزیم (بیش از ۱۲ درصد)، عمدتاً به شکل‌های اکسید منیزیم

جدول ۲- برخی ویژگی‌های بیوپارهای تهیه شده از پوسته برنج (اصلاح نشده و اصلاح شده با $MgCl_2$)

Table 2- Some characteristics of the rice husk-derived biochars (unmodified and $MgCl_2$ -modified biochars)

پارامتر Parameter	بیوپار اصلاح نشده Unmodified biochar	بیوپار اصلاح شده با $MgCl_2$ $MgCl_2$ -modified biochar
کربن C (%)	53.5	38.0
هیدروژن H (%)	1.7	2.7
اکسیژن O (%)	12.1	18.4
نیتروژن N (%)	0.5	0.5
گوگرد S (%)	0.0	0.0
نسبت اکسیژن به کربن O/C ratio	0.3	0.5
نسبت هیدروژن به کربن H/C ratio	0.03	0.1
پ هاش (۱:۱۰) $pH_{1:10}$	7.7	8.6
نقطه بار صفر Point of zero charge (pzc)	6.0	9.0
محتوای خاکستر Ash content (%)	35.6	43.2
مساحت سطح Surface area ($m^2\text{ g}^{-1}$)	195.6	231.2
کادمیم کل Total Cd ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	48.0	72.0



شکل ۱- طیف مادون قرمز تبدیل فوریه (FTIR) بیوچارهای پوسته برنج اصلاح نشده (الف) و اصلاح شده با $MgCl_2$ (ب)

Figure 1- FTIR spectra of unmodified (a) and magnesium chloride-modified (b) rice husk biochars

زمان لازم برای برقراری حالت تعادل یعنی ۴۸ ساعت برای همه تیمارها در آزمایشات همدمای جذب در نظر گرفته شد.

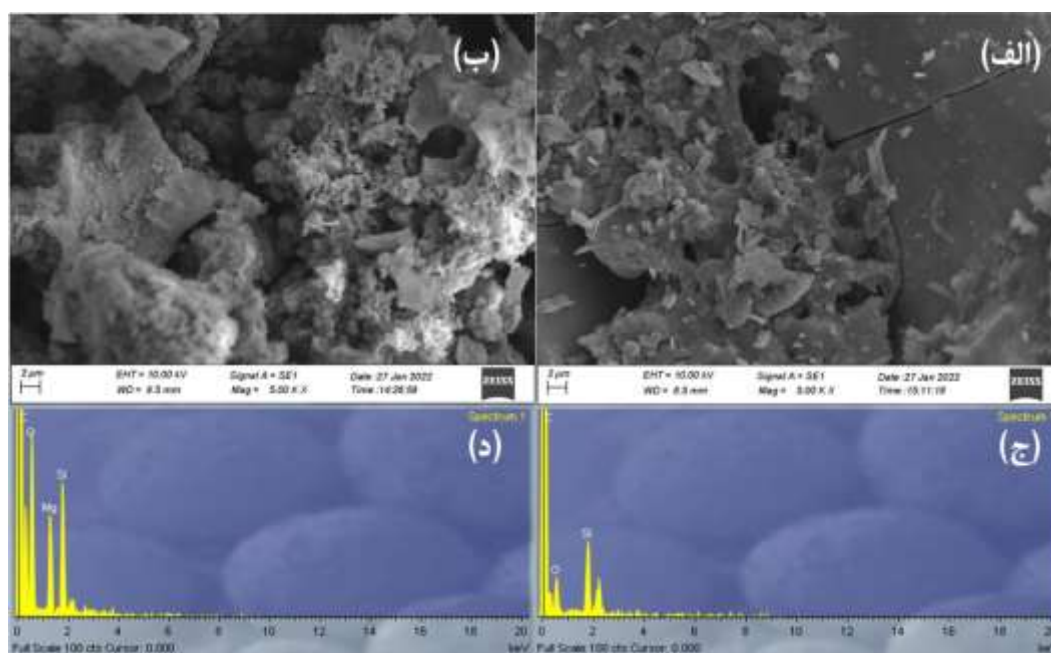
برازش مدل‌های سینتیکی به داده‌های جذب کادمیم

پارامترهای حاصل از برازش شکل خطی مدل‌های شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، پخش درون ذره‌ای و الوویج به داده‌های سینتیکی جذب کادمیم در خاک‌های شاهد و تیمارشده با بیوچار (اصلاح نشده و اصلاح شده) در جدول ۳ ارائه شده است. علی‌رغم اینکه بزرگترین مقادیر ضریب تعیین (r^2) برای مدل شبه مرتبه دوم مشاهده شد ولی با توجه به مقادیر خطای معیار تخمین (SEE) خیلی کوچکتر برای مدل الوویج و نیز مقادیر قابل قبول r^2 ، مدل اخیر به عنوان مدل برتر انتخاب شد. برازش مدل الوویج به داده‌های سینتیکی جذب کادمیم نشان داد که کاربرد بیوچار اصلاح نشده تأثیر اندکی بر ثابت‌های α و β این مدل داشت.

این در حالی است که میانگین ثابت‌های α و β در خاک‌های تیمارشده با بیوچار اصلاح شده نسبت به خاک‌های تیمارشده با بیوچار اصلاح نشده به ترتیب $41/6$ و $27/5$ درصد افزایش و کاهش یافت. این موضوع نشان می‌دهد که کاربرد بیوچار اصلاح شده در مقایسه با اصلاح نشده از یک سو سرعت جذب اولیه را افزایش و از سوی دیگر انرژی فعال سازی برای جذب را کاهش داده است (Kumar et al., 2012).

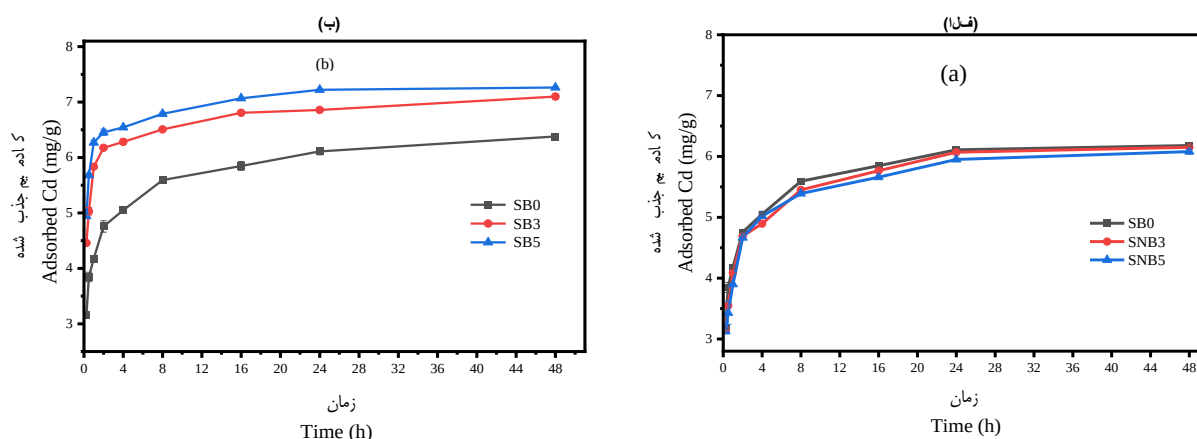
با گذشت زمان، رقابت برای اشغال این مکان‌ها افزایش یافته و نه تنها سرعت جذب کاهش می‌یابد، بلکه سرعت واجذب نیز افزایش می‌یابد (Sparks, 1989). برخی پژوهشگران جذب سریع اولیه را از نوع الکترواستاتیک و جذب کند بعدی را از نوع جذب شیمیایی^۱ گزارش کرده‌اند (Allard et al., 1986).

جذب سریع اولیه همچنین به تبادل یونی و پخشیدگی فیلمی^۲ (Wu et al., 2021b) و جذب کند بعدی به پخشیدگی کادمیم به درون منافذ بیوچار^۳ (Xiao et al., 2018) نسبت داده شده است. برخی دیگر از پژوهشگران، جذب سریع اولیه را به اشغال مکان‌های جذبی بیرونی بیوچار و جذب کند بعدی را به اشغال مکان‌های جذبی درونی بیوچار نسبت داده‌اند (Yin et al., 2021). با توجه به شکل ۳-الف، الگوی سرعت جذب کادمیم در خاک‌های تیمارشده با بیوچار اصلاح نشده (در هر دو سطح بیوچار) با خاک شاهد تقریباً یکسان بود. با این حال، سرعت جذب کادمیم در خاک‌های تیمارشده با بیوچار اصلاح شده بیش تر از خاک شاهد بود و این سرعت با افزایش سطح کاربرد بیوچار (از ۳ به ۵ درصد) قدری افزایش یافت. گزارش شده است که بیوچار اصلاح شده با $MgCl_2$ ، به ویژه در مرحله جذب سریع، فلزهای سنگین را با سرعت بیشتری در مقایسه با بیوچار اصلاح نشده جذب می‌کند (Xiao et al., 2018). با این حال، مدت زمان برقراری حالت تعادل در خاک‌های شاهد و تیمارشده با بیوچار تقریباً یکسان و ۲۴ ساعت بود (شکل‌های ۳-الف و ب). براساس نتایج به دست آمده برای تیمارهای مختلف، حداکثر مدت



شکل ۲- تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی-طیف‌سنجی پراکندگی انرژی پرتو ایکس (SEM-EDS) بیوچارهای اصلاح‌نشده (الف و ج) و اصلاح‌شده با $MgCl_2$ (ب و د)

Figure 2- SEM-EDS images of unmodified (a and c) and magnesium chloride-modified rice husk biochars (b and d)



شکل ۳- سینتیک جذب کادمیم توسط خاک‌ها، الف) SB0: خاک شاهد (فاقد بیوچار)، SNB3: خاک با ۳ درصد وزنی بیوچار اصلاح‌نشده، SNB5: خاک با ۵ درصد وزنی بیوچار اصلاح‌نشده، ب) SB0: خاک شاهد (فاقد بیوچار)، SB3: خاک با ۳ درصد وزنی بیوچار اصلاح‌شده و SB5: خاک با ۵ درصد وزنی بیوچار اصلاح‌شده

Figure 3- Kinetics of Cd adsorption on the soils, a) SB0: Control soil (without biochar), SNB3: Soil amended with 3% unmodified biochar and SNB5: Soil amended with 5% unmodified biochar, b) SB0: Control soil (without biochar), SB3: Soil amended with 3% modified biochar and SB5: Soil amended with 5% biochar

بیوچار اصلاح‌شده با $MgCl_2$ را اغلب شبه‌مرتبه دوم (Wu *et al.*, 2021b; Yin *et al.*, 2021) و گاهی پخش درون ذره‌ای (Deng *et al.*, 2021) گزارش کرده‌اند.

سلیمانیان و همکاران (Soleymanian *et al.*, 2021) و صفری و همکاران (Saffari *et al.*, 2016)، مدل الویج را برای توصیف سینتیک جذب کادمیم توسط بیوچار به‌ترتیب از محلول‌های آبی و خاک پیشنهاد کردند. با این حال، پژوهشگران سینتیک جذب کادمیم توسط

جدول ۳- نتایج برازش مدل‌های شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، پخش درون ذره‌ای و الویج به داده‌های سینتیک جذب کادمیم در خاک‌ها
Table 3- The results of fitting the pseudo-first-order, pseudo-second-order, parabolic diffusion and Elovich models to the adsorption kinetics data of Cd in the soils

تیمار Treatment	شبه مرتبه اول Pseudo-first order			شبه مرتبه دوم Pseudo-second order			پخش درون ذره‌ای Intra-particle diffusion				الویج Elovich			
	k_1 (1/h)	r^2	SEE (mg/g)	k_2 (g/mg h)	r^2	SEE (mg/g)	K_D (mg/g h ^{0.5})	C (mg/g)	r^2	SEE (mg/g)	α (mg/g h)	β (g/mg)	r^2	SEE (mg/g)
SB0	0.09	0.93	1.72	0.156	0.99	0.98	0.46	3.76	0.82	0.52	4.19	0.60	0.98	0.12
SB3	0.89	0.88	1.16	0.140	0.99	0.98	0.34	5.12	0.69	0.49	5.50	0.47	0.92	0.26
SB5	0.136	0.95	1.04	0.137	0.99	0.97	0.29	5.69	0.68	0.44	5.94	0.40	0.91	0.24
SNB3	0.138	0.97	1.77	0.160	0.99	0.96	0.45	3.65	0.81	0.48	4.07	0.60	0.92	0.15
SNB5	0.178	0.97	1.74	0.164	0.99	0.99	0.44	3.60	0.79	0.50	4.01	0.60	0.97	0.19

SB0: Control soil (without biochar), SNB3: Soil amended with 3% unmodified biochar and SNB5: Soil amended with 5% unmodified biochar, SB3: Soil amended with 3% modified biochar and SB5: Soil amended with 5% biochar

افزایش جذب کادمیم با افزودن بیوچار اصلاح‌نشده را گزارش کرده‌اند (Boostani et al., 2018; Saffari et al., 2016). کارایی بالای بیوچار در نامتحرک کردن فلزهای سنگین در خاک‌های درشت بافت پیشتر مشاهده شده است (Shen et al., 2016a). نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که بیوچار اصلاح‌نشده در خاک‌های غنی از رس کارایی نداشت. دلیل می‌تواند آن باشد که ظرفیت جذب کانی‌های رس بیش‌تر از بیوچار اصلاح‌نشده بود که توسط سایر پژوهشگران نیز گزارش شده است (Shen et al., 2016b).

شکل ۶-ب نشان می‌دهد که افزودن بیوچار اصلاح‌شده، برخلاف بیوچار اصلاح‌نشده، باعث افزایش قابل ملاحظه جذب کادمیم در خاکی با ۴۳ درصد رس شد و این افزایش در سطح ۵ درصد بیشتر از سطح ۳ درصد بود. با توجه به نتایج **جدول ۲**، افزایش pH، مساحت سطح و نیز نسبت‌های O/C و H/C نقش مهمی در افزایش جذب کادمیم در خاک‌های تیمارشده با بیوچار اصلاح‌شده در مقایسه با بیوچار اصلاح‌نشده داشتند (Li et al., 2017). بیوچار تولیدشده در پژوهش حاضر به دلیل نسبت‌های کوچک O/C و H/C به شدت کربونیزه، آروماتیزه و آبگریز بود. علت این امر، آزدایی و حذف گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار ضمن پیرولیز است (Sahoo et al., 2021). نتایج نشان داد که اصلاح چنین بیوچارهایی با $MgCl_2$ می‌تواند ضمن افزایش این نسبت‌ها، باعث افزایش pH و مساحت سطح بیوچار شده و در نتیجه جذب فلزات سنگینی مانند کادمیم را افزایش دهد. این‌حال، تفکیک نقش هریک از عوامل یادشده مستلزم پژوهش‌های بیش‌تر است.

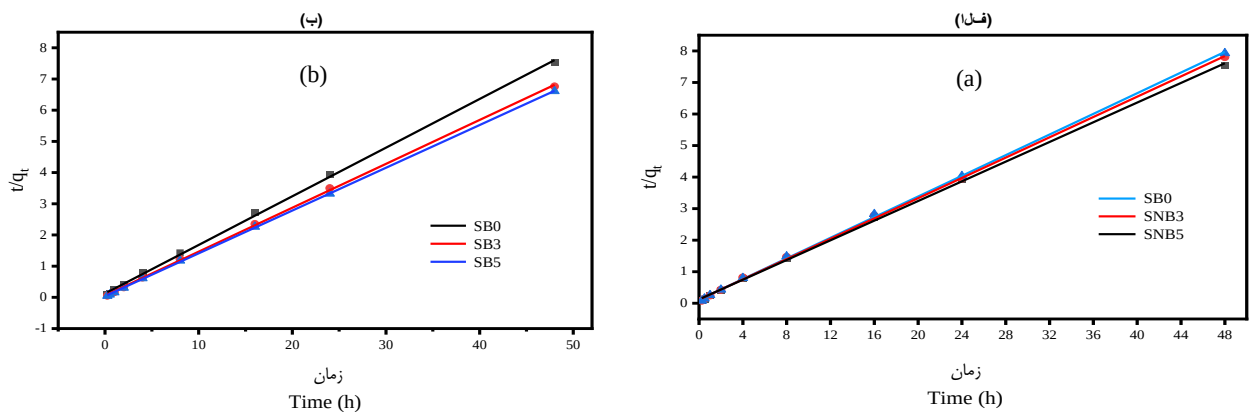
برازش نسبتاً بهتر مدل شبه‌مرتبه دوم نسبت به مدل شبه‌مرتبه اول به داده‌های سینتیک جذب حاکی از دخالت جذب شیمیایی به عنوان یک عامل محدودکننده سرعت جذب است (Ho & McKay, 1998). برازش ضعیف مدل شبه مرتبه اول به داده‌های جذبی عمدتاً به دلیل آن است که بیش از یک واکنش مرتبه اول در جذب دخیل هستند (Hansen & Strawn, 2003). همچنین، این مدل زمانی یک برازش خوب را ارائه می‌دهد که جذب فیزیکی^۱ محدودکننده سرعت جذب باشد (Agbovi & Wilson, 2021). مدل پخش درون‌ذره‌ای نیز نتوانست سینتیک جذب کادمیم را به خوبی توصیف کند که علت آن می‌تواند دخالت سایر عوامل محدودکننده سرعت باشد (Kolodynska et al., 2012). عدم عبور خط برازش از مبدا و ظهور عرض از مبدا (مقادیر C) نشانه این واقعیت است که جذب سطحی و نیز پخش از لایه مرزی^۲ نیز در کنترل سرعت جذب موثر بودند (Kumar et al., 2012).

همدمای جذب کادمیم در خاک

همدمای جذب کادمیم در خاک‌های شاهد (فاقد بیوچار) و تیمار شده با بیوچار (اصلاح‌شده و اصلاح‌نشده) در **شکل ۶** آورده شده است. نتایج نشان داد که جذب کادمیم توسط خاک‌ها از نوع مطلوب^۳ بوده و بیشترین جذب در غلظت‌های پایین انجام شده است. در جذب نامطلوب^۴، بیشترین جذب در غلظت‌های بالا خواهد بود. همچنین، کاهش شیب همدمای با غلظت بیانگر همدمای جذب نوع L می‌باشد (Bansal et al., 1988). **شکل ۶-الف** نشان می‌دهد که افزودن بیوچار اصلاح‌نشده به خاک در هر دو سطح، نه تنها اثر قابل ملاحظه‌ای بر جذب کادمیم نداشت، بلکه مختصری کاهش نیز مشاهده شد که نشان می‌دهد رس در مقایسه با بیوچار اصلاح‌نشده در این پژوهش جاذب بهتری برای کادمیم است. با این‌حال، برخی پژوهشگران

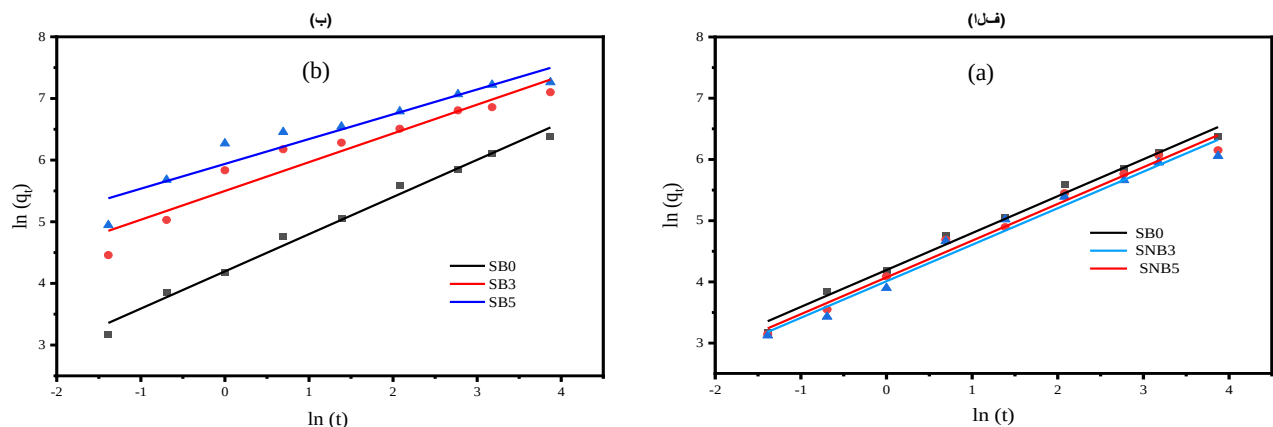
3- Favorable
4- Unfavorable

1- Physisorption
2- Boundary layer



شکل ۴- برازش معادله شبه مرتبه دوم به داده‌های سینتیک جذب کادمیم توسط خاک‌ها، الف) SB0: خاک شاهد (فاقد بیوچار)، SNB3: خاک با ۳ درصد بیوچار اصلاح‌نشده و SNB5: خاک با ۵ درصد بیوچار اصلاح‌نشده و ب) SB0: خاک شاهد (فاقد بیوچار)، SB3: خاک با ۳ درصد بیوچار اصلاح‌شده و SB5: خاک با ۵ درصد بیوچار اصلاح‌شده

Figure 4- Fitting of pseudo second order equation to the adsorption kinetics data of Cd in the soils, a) SB0: Control soil (without biochar), SNB3: Soil amended with 3% of unmodified biochar and SNB5: Soil amended with 5% unmodified biochar, b) SB0: Control soil (without biochar), SB3: Soil amended with 3% modified biochar and SB5: Soil amended with 5% modified biochar



شکل ۵- برازش معادله الویچ به داده‌های سینتیک جذب کادمیم توسط خاک‌ها، الف) SB0: خاک شاهد (فاقد بیوچار)، SNB3: خاک با ۳ درصد بیوچار اصلاح‌نشده و SNB5: خاک با ۵ درصد بیوچار اصلاح‌نشده و ب) SB0: خاک شاهد (فاقد بیوچار)، SB3: خاک با ۳ درصد بیوچار اصلاح‌شده و SB5: خاک با ۵ درصد بیوچار اصلاح‌شده

Figure 5- Fitting of Elovich equation to the adsorption kinetics data of Cd in the soils, a) SB0: Control soil (without biochar), SNB3: Soil amended with 3% unmodified biochar and SNB5: Soil amended with 5% unmodified biochar, b) SB0: Control soil (without biochar), SB3: Soil amended with 3% modified biochar and SB5: Soil amended with 5% modified biochar

بیوچار اصلاح‌نشده را به افزایش بار مثبت در سطح بیوچار نسبت دادند. با این حال، این توجیه می‌تواند برای افزایش جذب آنیون فسفات (Jiang *et al.*, 2018) قانع کننده باشد ولی برای فلزهای سنگینی مانند کادمیم، رسوب کردن در سطح پوشیده از اکسی/هیدروکسید منیزیم (Usman *et al.*, 2013) توجیه قانع کننده‌تری به نظر می‌رسد. رسوب $\text{Cd}(\text{OH})_2$ در سطح بیوچار اصلاح‌شده و رهاسازی منیزیم به محلول نیز گزارش شده است (Yin *et al.*, 2021). گرچه برخی

با توجه به طیف‌های FTIR و نیز تصاویر SEM-EDS (شکل ۲)، پوشش اکسی/هیدروکسید منیزیم در سطح بیوچارهای اصلاح‌شده، اثر مثبتی بر جذب کادمیم در خاک‌های تیمار شده با این نوع بیوچار داشت. گزارش شده است که ظرفیت جذب کادمیم توسط بیوچار اصلاح‌شده با MgCl_2 ۲/۳۶ برابر بیوچار اصلاح‌نشده بود (Deng *et al.*, 2021). این پژوهشگران با توجه به افزایش pzc بیوچار بعد از اصلاح با MgCl_2 ، افزایش جذب کادمیم توسط بیوچار اصلاح‌شده در مقایسه با

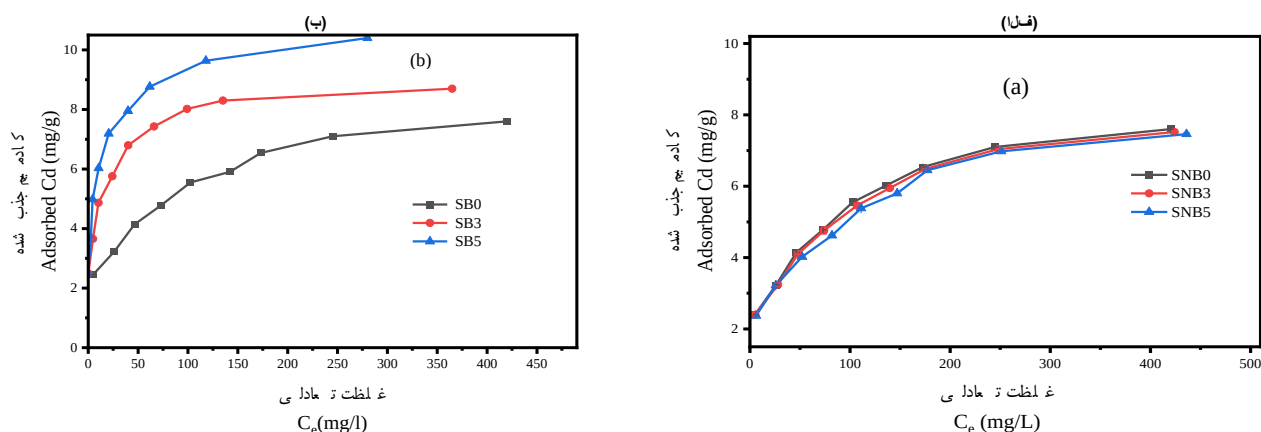
توسط رسوب تیمارشده با بیوچار که با $MgCl_2$ اصلاح شده بود نیز مشاهده شد (Tao et al., 2019). با این حال، مدل فروندلیچ به دلیل خطای معیار تخمین (SEE) پایین تر نسبت به مدل لنگمویر برتری داشت (جدول ۴). سلیمانیان و همکاران (Soleymanian et al., 2021) گزارش کردند که مدل فروندلیچ همدمای جذب کادمیم توسط بیوچار را بهتر از مدل لنگمویر توصیف کرد. بیشترین ظرفیت جذب کادمیم در تیمار SB5 مشاهده شد که نسبت به شاهد ۲۸/۷ درصد بیشتر بود. این ظرفیت برای تیمارهای SB به میزان ۲۲/۷ درصد بیشتر از تیمارهای SNB بود. تائو و همکاران (Tao et al., 2019) نیز گزارش کردند که ظرفیت جذب کادمیم توسط رسوب در تیمار SB، ۲۴ درصد بیشتر از تیمار SNB بود. افزایش سطح کاربرد بیوچار در خاک از ۳ به ۵ درصد، ظرفیت جذب کادمیم را در تیمار SNB چندان تغییر نداد ولی باعث افزایش ۱۲/۵ درصدی در تیمار SB شد.

پژوهشگران افزایش مساحت سطح (Xiang et al., 2018) و برخی دیگر هر دو مکانیسم رسوب و افزایش مساحت سطح (Zhang et al., 2020) را دخیل دانسته‌اند.

برازش مدل‌های همدمای جذب کادمیم

پارامترهای حاصل از برازش شکل خطی مدل‌های فروندلیچ، لنگمویر و تمکین به داده‌های همدمای جذب کادمیم در خاک‌های شاهد و تیمارشده با بیوچار (اصلاح نشده و اصلاح شده) در جدول ۴ ارائه شده است.

نتایج نشان داد که دو مدل فروندلیچ (شکل ۷) و لنگمویر (شکل ۸) رفتار جذب کادمیم را در خاک بهتر از مدل تمکین توصیف کردند (Zhang & Song, 2005). مدل لنگمویر ضرایب تعیین (r^2) بالاتری را نسبت به مدل فروندلیچ نشان داد. این موضوع برای جذب کادمیم



شکل ۶- همدمای جذب کادمیم توسط خاک‌ها، الف) SB0: خاک شاهد (فاقد بیوچار)، SNB3: خاک با ۳ درصد بیوچار اصلاح نشده و SNB5: خاک با ۵ درصد بیوچار اصلاح نشده و ب) SB0: خاک شاهد (فاقد بیوچار)، SB3: خاک با ۳ درصد بیوچار اصلاح شده و SB5: خاک با ۵ درصد بیوچار اصلاح شده

Figure 6- Isotherms of Cd adsorption on the soils, a) SB0: Control soil (without biochar), SNB3: Soil amended with 3% unmodified biochar and SNB5: Soil amended with 5% unmodified biochar, b) SB0: Control soil (without biochar), SB3: Soil amended with 3% modified biochar and SB5: Soil amended with 5% modified biochar

جدول ۴- پارامترهای برازش مدل‌های لنگمویر، تمکین و فروندلیچ به داده‌های همدمای جذب کادمیم

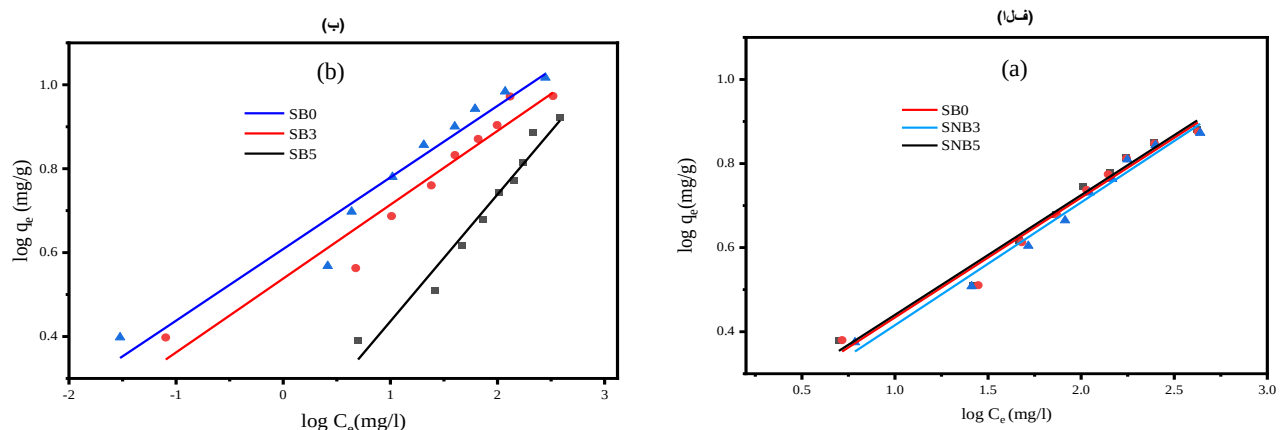
Table 4- Parameters of the Langmuir, Temkin, and Freundlich models fitted to the data of Cd adsorption isotherms

تیمار Treatment	لنگمویر Langmuir				تمکین Temkin				فروندلیچ Freundlich			
	b (mg/g)	K _L (L/mg)	SEE (mg/g)	r ²	K ₁ (mg/g)	K ₂ (L/g)	SEE (mg/g)	r ²	n	K _F (L/g)	SEE (mg/g)	r ²
SB0	8.19	0.033	0.70	0.99	-0.29	1.27	0.47	0.93	3.57	1.46	0.28	0.96
SB3	9.37	0.210	1.09	0.99	3.63	0.85	0.77	0.86	6.28	3.47	0.53	0.95
SB5	10.54	0.130	1.19	0.99	4.54	0.93	0.98	0.88	5.88	4.06	0.55	0.94
SNB3	8.13	0.024	0.69	0.98	-0.39	1.27	0.46	0.93	3.54	1.40	0.29	0.97
SNB5	8.09	0.020	0.60	0.99	-0.60	1.29	0.94	0.95	3.42	1.32	0.28	0.98

SB0: Control soil (without biochar), SNB3: Soil amended with 3% unmodified biochar and SNB5: Soil amended with 5% unmodified biochar, SB3: Soil amended with 3% modified biochar and SB5: Soil amended with 5% biochar

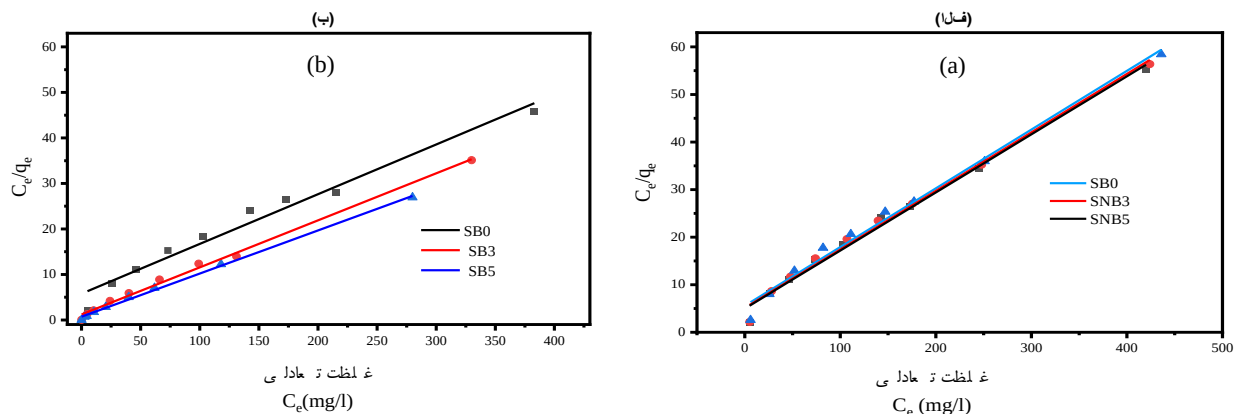
سلسیوس تهیه شده بود، استفاده کردند که ممکن است دلیل تفاوت نتایج باشد. برازش قابل قبول مدل فروندلیچ به داده‌های جذبی اغلب حکایت از ناهمگن بودن سطوح جذب‌کننده و جذب چندلایه‌ای دارد (Al-Ghouti & Da'ana, 2020). به‌علاوه، تیمارهای SB در مقایسه با تیمارهای SNB دارای پارامتر n بزرگتر و از این‌رو سطوح جذب ناهمگن‌تر با انرژی‌های جذبی غیریکنواخت‌تر بودند که در تصاویر SEM-EDS (شکل ۲) بیوجارهای اصلاح‌شده و اصلاح‌نشده نیز مشهود بود. همچنین، پارامتر K_F این مدل نیز در تیمارهای SB نسبت به تیمارهای SNB افزایش نشان داد.

به‌علاوه، این ظرفیت با افزودن بیوجار اصلاح‌نشده تحت تأثیر قرار نگرفت. ظرفیت جذب کادمیم برای خاک رس شنی شاهد (۸/۲ میلی گرم بر گرم) بیش‌تر از میانگین ظرفیت جذب کادمیم برای برخی خاک‌های رسی کانادا (۴/۹ میلی گرم بر گرم) بود (John, 1972). اصلاح بیوجار با $MgCl_2$ نه تنها ظرفیت جذب کادمیم، بلکه تمایل به جذب آن را در خاک افزایش داد. به‌طوری‌که، شدت جذب کادمیم در تیمارهای SB نسبت به تیمارهای SNB به‌میزان ۷/۷ برابر بیشتر بود. این افزایش در نتایج تائو و همکاران (Tao et al., 2019) ۱/۲ برابر بود. این پژوهشگران از بیوجار یک گیاه آبی که در دمای ۵۰۰ درجه



شکل ۷- برازش معادله فروندلیچ به داده‌های جذب کادمیم توسط خاک‌ها، الف) SB0: خاک شاهد (فاقد بیوجار)، SNB3: خاک با ۳ درصد بیوجار اصلاح‌نشده و SNB5: خاک با ۵ درصد بیوجار اصلاح‌نشده ب) SB0: خاک شاهد (فاقد بیوجار)، SB3: خاک با ۳ درصد بیوجار اصلاح‌شده و SB5: خاک با ۵ درصد بیوجار اصلاح‌شده

Figure 7- Freundlich equation fitted to the data of Cd adsorption on the soils, a) SB0: Control soil (without biochar), SNB3: Soil amended with 3% unmodified biochar and SNB5: Soil amended with 5% unmodified biochar, b) SB0: Control soil (without biochar), SB3: Soil amended with 3% modified biochar and SB5: Soil amended with 5% modified biochar



شکل ۸- برازش معادله لنگمویر به داده‌های جذب کادمیم توسط خاک‌ها، الف) SB0: خاک شاهد (فاقد بیوجار)، SNB3: خاک با ۳ درصد بیوجار اصلاح‌نشده و SNB5: خاک با ۵ درصد بیوجار اصلاح‌نشده ب) SB0: خاک شاهد (فاقد بیوجار)، SB3: خاک با ۳ درصد بیوجار اصلاح‌شده و SB5: خاک با ۵ درصد بیوجار اصلاح‌شده

Figure 8- Langmuir equation fitted to the data of Cd adsorption on the soils, a) SB0: Control soil (without biochar), SNB3: Soil amended with 3% unmodified biochar and SNB5: Soil amended with 5% unmodified biochar, b) SB0: Control soil (without biochar), SB3: Soil amended with 3% modified biochar and SB5: Soil amended with 5% modified biochar

نتیجه گیری

کادمیم توسط خاک‌ها داشتند. کاربرد بیوپچار اصلاح‌شده نسبت به بیوپچار اصلاح‌نشده سرعت، ظرفیت و نیز شدت جذب کادمیم را در خاک افزایش داد. به نظر می‌رسد که کاربرد بیوپچار اصلاح‌شده با $MgCl_2$ می‌تواند تحرک و فراهمی کادمیم را در خاک کاهش داده و به تبع آن از آبشویی و جذب این فلز سنگین توسط گیاه بکاهد، هرچند که این یافته نیازمند مطالعات بیشتری است.

تیمار خاک با بیوپچار پوسته برنج اصلاح‌شده با $MgCl_2$ جذب کادمیم توسط یک خاک شالیزاری با بافت رس شنی را افزایش داد. با این حال، کاربرد بیوپچار اصلاح‌نشده تأثیر چندانی بر جذب این فلز سنگین نداشت. مدل‌های الویج و فروندلیچ با حداقل خطای معیار تخمین، بهترین برازش را به داده‌های سینتیکی و همدمایی جذب

References

- Agbovi, H.K., & Wilson, L.D. (2021). Adsorption processes in biopolymer systems: fundamentals to practical applications. p.1-51. In: Kalia S. (ed.) Natural Polymers-Based Green Adsorbents for Water Treatment. Indian Military Academy, Dehradun, India.
- Al-Ghouti, M.A., & Da'ana, D.A. (2020). Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 393, 122383. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122383>
- Allard, B., Hakansson K., & Karlsson S. (1986). The importance of sorption phenomena in relation to trace element speciation and mobility in speciation of metals in water, sediment and soil systems. p. 99-112. In Landner L. (ed.) *Lecture Notes in Earth Sciences*, no. 11. Springer, Berlin.
- Allen, E.R., Ming, D.W., Hossner, L.R., & Henninger, D.L. (1995). Modeling transport kinetics in clinoptilolite-phosphate rock systems. *Soil Science Society of America Journal*, 59(1), 248-255. <https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900010039x>
- Allison, L.E., & Moodie, C.D. (1965). Carbonates. p. 1379-1396. In: Black C.A. (ed.) *Methods of Soil Analysis*, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. ASA & SSSA, Madison, Wis., USA.
- Ardean, C., Ciopec, M., Davidescu, C.M., Negrea, P., & Voda, R. (2020). Kinetics and thermodynamics studies for cadmium (II) adsorption onto functionalized chitosan with hexa-decyl-trimethyl-ammonium chloride. *Materials*, 13(23), 5552. <https://doi.org/10.3390/ma13235552>
- Azhar, M., ur Rehman, M.Z., Ali, S., Qayyum, M.F., Naeem, A., Ayub, M.A., ul Haq, M.A., Iqbal, A., & Rizwan, M. (2019). Comparative effectiveness of different biochars and conventional organic materials on growth, photosynthesis and cadmium accumulation in cereals. *Chemosphere*, 227, 72-81. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.041>
- Bansal, R.C., Donnet, J.B., & Stoeckli, F. (1988). *Active carbon*. Marcel Dekker Inc., New York, USA.
- Bashir, S., Rizwan, M.S., Salam, A., Fu, Q., Zhu, J., Shaaban, M., & Hu, H. (2018). Cadmium immobilization potential of rice straw-derived biochar, zeolite and rock phosphate: extraction techniques and adsorption mechanism. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 100, 727-732. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2310-z>
- Boostani, H.R., Najafi-Ghiri, M., & Hardie, A.G. (2019). Single and competitive adsorption isotherms of some heavy metals onto a light textured calcareous soil amended with agricultural wastes-biochars. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 65(3), 360-373. <https://doi.org/10.1080/03650340.2018.1503651>
- Chapman, H.D. (1965). Cation Exchange Capacity. p. 891-901. In: Black C.A. (ed) *Methods of Soil Analysis*, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. ASA & SSSA, Madison, Wis., USA.
- Creamer, A.E., Gao, B., Zimmerman, A., & Harris, W. (2018). Biomass-facilitated production of activated magnesium oxide nanoparticles with extraordinary CO₂ capture capacity. *Chemical Engineering Journal*, 334, 81-88. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.035>
- Deng, Y., Li, X., Ni, F., Liu, Q., Yang, Y., Wang, M., Ao, T & Chen, W. (2021). Synthesis of magnesium modified biochar for removing copper, lead and cadmium in single and binary systems from aqueous solutions: adsorption mechanism. *Water*, 13(5), 599. <https://doi.org/10.3390/w13050599>
- Gao, X., Peng, Y., Zhou, Y., Adeel, M., & Chen, Q. (2019). Effects of magnesium ferrite biochar on the cadmium passivation in acidic soil and bioavailability for packoi (*Brassica chinensis* L.). *Journal of Environmental Management*, 251, 109610. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109610>
- Gee, G.W., & Or, D. (2002). Particle Size Analysis. p. 201-214. In: Dane, J.H. and Topp, G.C. (eds) *Methods of Soil Analysis*. Part 4. Physical Methods. ASA & SSSA, Madison, Wis., USA.
- Genchi, G., Sinicropi, M.S., Lauria, G., Carocci, A., & Catalano, A. (2020). The effects of cadmium toxicity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(11), 3782 <https://doi.org/10.3390/ijerph17113782>
- Golami, H., & Rahimi, G. (2020). The effect of carrot pulp derived biochar on the adsorption of cadmium and lead

- in an acidic soil. *Journal of Water and Soil Conservation*, 27(2), 1-23. (In Persian). <https://doi.org/10.22069/JWSC.2020.16807.3230>
18. Hansen, J.C., & Strawn, D.G. (2003). Kinetics of phosphorus release from manure-amended alkaline soil. *Soil Science*, 168(12), 869-879. <https://doi.org/10.1097/01.ss.0000106408.84926.8f>
 19. Ho, Y.S., & McKay, G. (1998). A comparison of chemisorption kinetic models applied to pollutant removal on various sorbents. *Process Safety and Environmental Protection*, 76(4), 332-340. <https://doi.org/10.1205/095758298529696>
 20. Hussain, B., Ashraf, M.N., Abbas, A., Li, J., & Farooq, M. (2021). Cadmium stress in paddy fields: Effects of soil conditions and remediation strategies. *Science of The Total Environment*, 754, 142188. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142188>
 21. Jedynak, K., & Charmas, B. (2021). Preparation and characterization of physicochemical properties of spruce cone biochars activated by CO₂. *Materials*, 14, 3859. <https://doi.org/10.3390/ma14143859>
 22. Jiang, D., Chu, B., Amano, Y., & Machida, M. (2018). Removal and recovery of phosphate from water by Mg-laden biochar: batch and column studies. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 558, 429-437. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2018.09.016>
 23. John, M.K. (1972). Cadmium adsorption maxima of soils as measured by the Langmuir model. *Canadian Journal of Soil Science*, 52, 343-350. <https://doi.org/10.4141/cjss72-046>
 24. Khan, Z.H., Gao, M., Qiu, W., & Song, Z. (2021b). Mechanism of novel MoS₂-modified biochar composites for removal of cadmium (II) from aqueous solutions. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 34979-34989. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13199-9>
 25. Khan, M.A., Khan, S., Ding, X., Khan, A., & Alam, M. (2018). The effects of biochar and rice husk on adsorption and desorption of cadmium on soils with different water conditions (upland and saturated). *Chemosphere*, 193, 1120-1126. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.110>
 26. Khan, S., Naushad, M., Lima, E.C., Zhang, S., Shaheen, S.M., & Rinklebe, J. (2021a). Global soil pollution by toxic elements: Current status and future perspectives on the risk assessment and remediation strategies—A review. *Journal of Hazardous Materials*, 417, 126039. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126039>
 27. Kolodnynska, D., Wnetrzak, R., Leahy, J.J., Hayes, M.H.B., Kwapiński, W., & Hubicki, Z. (2012). Kinetic and adsorptive characterization of biochar in metal ions removal. *Chemical Engineering Journal*, 197, 295-305. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.05.025>
 28. Krantev, A., Yordanova, R., Janda, T., Szalai, G., & Popova, L. (2008). Treatment with salicylic acid decreases the effect of cadmium on photosynthesis in maize plants. *Journal of Plant Physiology*, 165(9), 920-931. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2006.11.014>
 29. Kubier, A., Wilkin, R.T., & Pichler, T. (2019). Cadmium in soils and groundwater: A review. *Applied Geochemistry*, 108, 104388. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104388>
 30. Kumar, P.S., Ramakrishnan K., Dinesh Kirupha, S., & Sivanesan, S. (2010). Thermodynamic and kinetic studies of cadmium adsorption from aqueous solution onto rice husk. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 27(2), 347-355. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322010000200013>
 31. Kumar, P.S., Ramalingam, S., Sathiyaselvabala, V., Kirupha, S.D., Murugesan, A., & Sivanesan, S. (2012). Removal of cadmium (II) from aqueous solution by agricultural waste cashew nut shell. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 29(6), 756-768. <https://doi.org/10.1007/s11814-011-0259-2>
 32. Li, Hongbo, Dong, X., da Silva, E.B., de Oliveira, L.M., Chen, Y., & Ma, L.Q. (2017). Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications. *Chemosphere*, 178, 466-478. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.072>
 33. Li, Y., Yu, H., Liu, L., & Yu, H. (2021). Application of co-pyrolysis biochar for the adsorption and immobilization of heavy metals in contaminated environmental substrates. *Journal of Hazardous Materials*, 420, 126655. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126655>
 34. Li, L., Long, A., & Fossum, B. (2023). Michael Kaiser effects of pyrolysis temperature and feedstock type on biochar characteristics pertinent to soil carbon and soil health: A meta-analysis. *Soil Use and Management* 39, 43-52. <https://doi.org/10.1111/sum.12848>
 35. Lindsay, W.L., & Norvell, W. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42(3), 421-428. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>
 36. Liu, C., Frenkel, A.I., Vairavamurthy, A., & Huang, P.M. (2001). Sorption of cadmium on humic acid: Mechanistic and kinetic studies with atomic force microscopy and X-ray absorption fine structure spectroscopy. *Canadian Journal of Soil Science*, 81(3), 337-348. <https://doi.org/10.4141/S00-070>
 37. Loganathan, P., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., & Naidu, R. (2012). Cadmium sorption and desorption in soils: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(5), 489-533. <https://doi.org/10.1080/10643389.2010.520234>
 38. Nelson, D.W., & Sommers L.E. (1996). Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. p. 961-1010. In: Sparks D.L. (ed.) *Methods of Soil Analysis*, Part 3. Chemical Methods. ASA & SSSA, Madison, Wis., USA.

39. Qin, G., Niu, Z., Yu, J., Li, Z., Ma, J., & Xiang, P. (2021). Soil heavy metal pollution and food safety in China: Effects, sources and removing technology. *Chemosphere*, 267, 129205. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129205>.
40. Qiu, Y., Zhang, Q., Li, M., Fan, Z., Sang, W., Xie, C., & Niu, D. (2019). Adsorption of Cd (II) from aqueous solutions by modified biochars: comparison of modification methods. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230(4), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4135-8>
41. Rhoades, J.D. (1996). Salinity: Electrical Conductivity and Total Dissolved Solids. p. 417-43. In: Sparks D.L. (ed.) *Methods of Soil Analysis*, Part 3. Chemical Methods. ASA & SSSA, Madison, Wis., USA.
42. Richards, L.A. (1954). *Diagnosis and Improvement of Saline Alkali Soils*. Agriculture Handbook no. 60. US Department of Agriculture, Washington DC.
43. Saffari, M., Saffari, V.R., Aliabadi, M.M., Haghighi, M.J., & Moazallahi, M. (2016). Influence of organic and inorganic amendments on cadmium sorption in a calcareous soil. *Main Group Metal Chemistry*, 39(5-6), 195-207. <https://doi.org/10.1515/mgmc-2016-0028>
44. Sahoo, S.S., Vijay, V.K., Chandra R., & Kumar, H. (2021). Production and characterization of biochar produced from slow pyrolysis of pigeon pea stalk and bamboo. *Cleaner Engineering and Technology*, 3, 100101. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100101>
45. Shan, R., Li, W., Chen, Y., & Sun, X. (2020). Effects of Mg-modified biochar on the bioavailability of cadmium in soil. *BioResources*, 15(4), 8008. <https://doi.org/10.15376/biores.15.4.8008-8025>
46. Shen, Z., Som, A.M., Wang, F., Jin, F., McMillan, O., & Al-Tabbaa, A. (2016a). Long-term impact of biochar on the immobilisation of nickel (II) and zinc (II) and the revegetation of a contaminated site. *Science of the Total Environment*, 542, 771-776. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.057>
47. Shen, Z., McMillan, O., Jin, F., & Al-Tabbaa, A. (2016b). Salisbary biochar did not affect the mobility or speciation of lead in kaolin in a short-term laboratory study. *Journal of Hazardous Materials*, 316, 214-220. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.05.042>
48. Singh, B., Camps-Arbestain, M., & Lehmann, J. (2017). *Biochar: A guide to analytical methods*. Csiro Publishing, Australia.
49. Srivastava, P., Singh, B., & Angove, M. (2005). Competitive adsorption behavior of heavy metals on kaolinite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 290, 28-38. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.04.036>
50. Sizmur, T., Fresno, T., Akgül, G., Frost, H., & Moreno-Jiménez, E. (2017). Biochar modification to enhance sorption of inorganics from water. *Bioresource Technology*, 246, 34-47. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.082>
51. Soleymanian, S., Norouzi, Z.G., Dorostkar, V., Movahednejad, M.H., & Rezakhazemi, M. (2022). Adsorption isotherm and kinetic models for cadmium removal from polluted water using clay, biochar and their complex. *Iran Journal of Soil Water Research*, 53(3), 485-500. (In Persian) <https://doi.org/10.22059/ijswr.2022.333498.669121>
52. Song, J., Li, Y., Wang, Y., Zhong, L., Liu, Y., Sun, X., He, B., Li, Y., & Cao, S. (2021). Preparing biochars from cow hair waste produced in a tannery for dye wastewater treatment. *Materials*, 14(7), 1690. <https://doi.org/10.3390/ma14071690>
53. Sparks, D.L. (1989). *Kinetics of Soil Chemical Processes*. Academic Press, New York.
54. Spokas, K.A. (2010). Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management*, 1, 289-303. <https://doi.org/10.4155/cmt.10.32>
55. Tao, Q., Li, B., Li, Q., Han, X., Jiang, Y., Jupa, R., Wang, C., & Li, T. (2019). Simultaneous remediation of sediments contaminated with sulfamethoxazole and cadmium using magnesium-modified biochar derived from Thalia dealbata. *Science of the Total Environment*, 659, 1448-1456. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.12.361>
56. Thomas, G.W. (1996). Soil pH and Soil Acidity. p. 475-490. In: Sparks D.L. (ed.) *Methods of Soil Analysis*, Part 3. Chemical Methods. ASA & SSSA, Madison, Wis., USA.
57. Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M.R., & Montanarella, C. (2016). Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*, 88, 299-309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>
58. Usman, A.R.A., Sallam, A.Sh., Al-Omran, A., El-Naggar, A.H., Alenazi, K.K.H., Nadeem, M., & Al-Wabel, M.I. (2013). Chemically modified biochar produced from conocarpus wastes: An efficient sorbent for Fe(II) removal from acidic aqueous solutions. *Adsorption Science and Technology*, 31(7), 573-657. <https://doi.org/10.1260/0263-6174.31.7.625>
59. Wang, H., Gao, B., Wang, S., Fang, J., Xue, Y., & Yang, K. (2015). Removal of Pb (II), Cu (II), and Cd (II) from aqueous solutions by biochar derived from KMnO₄ treated hickory wood. *Bioresource Technology*, 197, 356-362. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.132>
60. Wu, J.H., Song, Q.M., Zhou, J.Y., Wu, Y.X., Liu, X.W., Liu, J.J., Zhou, L.L., Wu, Z.H., & Wu, W.C. (2021a). Cadmium threshold for acidic and multi-metal contaminated soil according to *Oryza sativa* L. Cadmium accumulation: Influential factors and prediction model. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111420. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111420>
61. Wu, J., Wang, T., Wang, J., Zhang, Y., & Pan, W.P. (2021b). A novel modified method for the efficient removal of

- Pb and Cd from wastewater by biochar: Enhanced the ion exchange and precipitation capacity. *Science of the Total Environment*, 754, 142150. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142150>
62. Xiang, J., Lin, Q., Yao, X., & Yin, G. (2021). Removal of Cd from aqueous solution by chitosan coated MgO-biochar and its in-situ remediation of Cd-contaminated soil. *Environmental Research*, 195, 110650. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110650>.
 63. Xiang, J., Lin, Q., Cheng, S., Guo, J., Yao, X., Liu, Q., Yin, G., & Liu, D. (2018). Enhanced adsorption of Cd(II) from aqueous solution by a magnesium oxide-rice husk biochar composite. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(14), 14032-14042. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1594-1>
 64. Xiao, R., Wang, J.J., Li, R., Park, J., Meng, Y., Zhou, B., Pensky, S., & Zhang, Z. (2018). Enhanced sorption of hexavalent chromium [Cr(VI)] from aqueous solutions by diluted sulfuric acid-assisted MgO-coated biochar composite. *Chemosphere*, 208, 408-416. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.175>
 65. Xu, Z., Lin, Y., Lin, Y., Yang, D., & Zheng, H. (2021). Adsorption behaviors of paper mill sludge biochar to remove Cu, Zn and As in wastewater. *Environmental Technology and Innovation*, 23, 101616. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101616>
 66. Yin, G., Tao, L., Chen, X., Bolan, N.S., Sarkar, B., Lin, Q., & Wang, H. (2021). Quantitative analysis on the mechanism of Cd²⁺ removal by MgCl₂-modified biochar in aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 420, 126487. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126487>
 67. Zhang, J., Hu, X., Yan, J., Long, L., & Xue, Y. (2020). Crayfish shell biochar modified with magnesium chloride and its effect on lead removal in aqueous solution. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(9), 9582-9588. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07631-9>
 68. Zhang, L., & Song, F.B. (2005). Sorption and desorption characteristics of cadmium by four different soils in northeast China. *Chinese Geographical Science*, 15(4), 343-347. <https://doi.org/10.1007/s11769-005-0023-9>
 69. Zhu, S., Zhao, J., Zhao, N., Yang, X., Chen, C., & Shang, J. (2020). Goethite modified biochar as a multifunctional amendment for cationic Cd (II), anionic As (III), roxarsone, and phosphorus in soil and water. *Journal of Cleaner Production*, 247, 119579. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119579>
 70. Zou, M., Zhou, S., Zhou, Y., Jia, Z., Guo, T., & Wang, J. (2022). Cadmium pollution of soil-rice ecosystems in rice cultivation dominated regions in China: A review. *Environmental Pollution*, 280, 116965. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116965>

Spatial Analysis of Snow Cover in Western Iran Using Satellite Imagery

A. Faraji¹, M. Kamangar², S. Ashrafi^{3*}

1 and 2- Associate Professor and Ph.D. Graduated, Department of Hydrology and Meteorology, Faculty of Humanities, Zanjan University, Zanjan, Iran, respectively.

3- Ph.D. in Climatology, Faculty of Planning and Environmental Sciences, University of Tabriz, Tabriz, Iran

(*- Corresponding Author Email: s.ashrafi1984@yahoo.com)

Received: 11-08-2023
Revised: 18-11-2023
Accepted: 02-01-2024
Available Online: 02-01-2024

How to cite this article:

Faraji, A., Kamangar, M., & Ashrafi, S. (2024). Spatial analysis of snow cover in western Iran using satellite imagery. *Journal of Water and Soil*, 38(1), 161-173. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/jsw.2024.83893.1323>

Introduction

Snow is a prevalent form of precipitation, particularly in mountainous and high latitude regions, characterized by ice crystals in various microscopic structures. It naturally accumulates in cold and elevated areas through the freezing of air and the unsuccessful melting of water into crystalline form (WMO, 2022). Snow cover plays a crucial role in determining water reserves, especially during warmer seasons. Monitoring snow cover is a specialized field within weather and climatology. Snow cover plays a key role in the balance of energy due to its high albedo. Climatologists and meteorologists, who analyze global climate changes, emphasize the significance of snow monitoring due to its impact on both daily weather patterns and long-term climate shifts (Bashir *et al.*, 2010). Spatial studies of snow cover by using satellite data have become one of the high priority topics in geomatics research due to their applicability and high accuracy. Considering that the snow cover area in many regions of the world, including mountainous regions, affects water resources and meteorology, accurate spatial analysis and investigation of changes in the area of snow cover is very important. In this regard, use of satellite data and new tools in the spatial analysis of the snow cover area, as an efficient method in geomatics research, has received much attention (Cheng *et al.*, 2019).

Data and Method

This research examines the changes in snow cover in the western part of Iran from 2001 to 2021. The study area includes the provinces of Kurdistan, Kermanshah, Ilam, Hamadan, and Lorestan, covering a total area of 466,121 square kilometers. The region is located between latitudes 31°51'36" to 36°49'45" N and longitudes 45°27'18" to 50°04'26" E. It encompasses the northern part of the Zagros Mountain range, which serves as the entry point for western weather systems into the country. Snow cover was assessed using Modis satellite images, with the NDSI index used to identify snow. The analysis revealed a trend in snow cover, which was further examined using the Mann-Kendall method. The spatial distribution and changes in spatial components (length, width, and height) were assessed using the G* Index.

Results and Discussion

To analyze snow cover in the western region, the snow cover index was calculated by averaging the images for each period. The area of snow cover was then determined for each period. Analysis of the winter snow cover area revealed a decreasing trend. The application of the Mann-Kendall method confirmed this decreasing trend,



©2024 The author(s). This is an open access article distributed under [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source.

<https://doi.org/10.22067/jsw.2024.83893.1323>

which is statistically significant at the 95% confidence level. Additionally, considering the annual sinusoidal behavior of snow, it can be concluded that the seasonal component is the dominant factor in the region, with temperature changes primarily driven by seasonal variation due to its relative distance from the equator. Spatial analysis indicated that the distribution of snow cover follows a northwest-southeast direction, as evidenced by the standard deviation ellipse. More than 99% of snowfall is concentrated in high-altitude areas with a specific spatial arrangement. The hotspot map shows that surface snow cover is clustered in the west and southeast directions, predominantly at altitudes above 2200 meters. The clustering pattern of snow cover is more pronounced at higher latitudes and towards the western borders. These findings have important implications for water resource management, drought prediction, and the development of strategies to mitigate droughts.

Conclusion

This research demonstrates a decreasing trend in the area of snow cover during the winter season in the western part of Iran. Spatial analysis reveals that the major axis of snow distribution follows a northwest-southeast orientation, aligned with the mountainous terrain in that direction. The hotspot map highlights that surface snow cover is concentrated in the west and southeast directions, particularly at altitudes above 2200 meters. Hotspot analysis indicates that snow cover is clustered towards higher latitudes and more pronounced towards the western borders.

Keywords: Kendall trend, Moran, MODIS sensor, Snow cover

مقاله پژوهشی

جلد ۳۸، شماره ۱، فروردین-اردیبهشت ۱۴۰۳، ص. ۱۶۱-۱۷۳

تحلیل فضایی سطح پوشش برف در غرب ایران با بهره‌گیری از تصاویر ماهواره‌ای

عبدالله فرجی^۱ - محمد کمانگر^۲ - سعیده اشرفی^{۳*}

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۵/۲۰

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۰/۱۲

چکیده

تغییرات پوشش برف می‌تواند اثرات مهمی بر اکوسیستم‌ها داشته باشد، به‌ویژه در جاهایی که پراکندگی در پوشش زیاد است و بر شرایط بیوژئوشیمیایی خاک زیرین و همچنین پوشش گیاهی تأثیر می‌گذارد. در این پژوهش پایش و روند سطوح پوشش برف در بازه زمانی (۲۰۲۰-۲۰۰۱) در غرب ایران برای فصل زمستان با کاربرد تصاویر سنجنده MODIS و شاخص پوشش برف (NDSI) به‌صورت میانه تصاویر به‌وسیله الگوریتم نوشته‌شده در سامانه گوگل ارث اینجین استخراج و نقشه‌های آن ترسیم شد، سپس سری زمانی تصاویر روزانه استخراج و روند داده‌ها و الگوسازی آن با کاربرد آزمون تاو کندال و رگرسیون خطی انجام گرفت. نتایج این پژوهش نشان از روند کاهشی در مساحت پوشش برف در فصل زمستان دارد. همچنین با توجه به رفتار سالیانه سینوسی برف می‌توان بیان کرد که مؤلفه فصلی بودن بر تمام محدوده حاکم است، که به علت دور بودن نسبی محدوده غرب کشور از استوا، تغییرات دمایی با توجه فصلی بودن در این محدوده نمود دارد. نتایج تحلیل فضایی نشان داد که جهت بیضی مکانی پراکندگی برف در راستای شمال غربی به جنوب شرقی قرار گرفته و به تبعیت از آرایش مکانی ارتفاعات در این راستا گسترش یافته است. نقشه لکه‌های داغ نشان داد برف سطحی خاک به‌صورت خوشه‌ای در راستای غرب و به جنوب شرق و در ارتفاعات بالاتر از ۲۲۰۰ متر قرار دارد. تحلیل لکه‌های داغ نشان داد پوشش برف به سمت عرض‌های بالا و بیشتر به طرف مرزهای غربی الگوی خوشه‌بندی قرار دارد. نتایج این تحقیق می‌تواند در برنامه‌ریزی‌های مربوط به مدیریت منابع آبی، پیش‌بینی خشکسالی و برنامه‌ریزی برای مقابله با آن مورد استفاده قرار بگیرد.

واژه‌های کلیدی: پوشش برفی، روند من کندال، سنجنده MODIS، موران

مقدمه

برف یکی از اشکال ریزش به‌خصوص در نواحی کوهستانی و مناطق با عرض جغرافیایی بالا است که به‌صورت بلورهای یخی در اشکال میکروسکوپی متفاوت (گرد، مخروطی و یا به فرم‌های هشت گوشه) دیده می‌شود (Mir Mousavi & Sabor, 2014). این دانه‌ها بسیار شکننده بوده و ممکن است در موقع سقوط به یکدیگر برخورد نموده و حجم زیادی را تشکیل دهند (Zare Abyaneh, 2013). برف به‌صورت یک روکش یخی یا بلورین از بخار آب است که به‌صورت پوشش سفید رنگ سطح زمین را پوشانده و به‌صورت طبیعی در مناطق

سرد و کوهستانی به‌دلیل یخبندان هوا به‌صورت بلورین شکل می‌گیرد، اما ممکن است به‌صورت مصنوعی در مناطق گرم و معتدل نیز تولید شود (WMO, 2022). خصوصیات فیزیکی و شیمیایی برف، شامل چگالی، حجم پوشش، محتوای آب، pH، دانسیته و مواد معدنی، در محیط‌زیست تأثیراتی بر آب‌های سطحی و زیرزمینی، آب‌وهوا، گیاهان و جانوران، خاک و منابع طبیعی، ایجاد می‌کنند (Arndt et al., 2017). پوشش برفی از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار در میزان ذخایر آب، به‌ویژه فصول گرم سال محسوب می‌شود. پایش پوشش برفی یکی از مباحث ویژه در حیطه هوا و اقلیم‌شناسی است. پوشش برفی با توجه به سپیدایی بالا نقش کلیدی در ترازمندی انرژی تابشی دارد. از نظر اقلیم‌شناسان

۱ و ۲- به‌ترتیب دانشیار و دکتری، گروه آب و هواشناسی، دانشکده علوم انسانی، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران

۳- دکتری اقلیم‌شناسی، دانشکده برنامه‌ریزی و علوم محیطی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران

(*)- نویسنده مسئول: (Email: s.ashrafi1984@yahoo.com)

و هواشناسانی که تغییرات اقلیمی را مطالعه می‌کنند در یک دید جهانی، به دلیل اینکه خصوصیات فیزیکی برف بر تغییرات روزانه و حتی بلند مدت اقلیمی تأثیر می‌گذارد پایش برف یک ضرورت است (Bashir et al., 2010).

مطالعات فضایی سطح پوشش برف با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای به دلیل قابلیت کاربردی و دقت بالای آن‌ها، به یکی از موضوعات مهم در تحقیقات ژئوماتیک تبدیل شده است. با توجه به اینکه سطح پوشش برف در بسیاری از مناطق جهان، از جمله مناطق کوهستانی، منابع آبی و هواشناسی را تحت تأثیر قرار می‌دهد، تحلیل فضایی دقیق و بررسی تغییرات سطح پوشش برف از اهمیت بسیاری برخوردار است. در این راستا، استفاده از داده‌های ماهواره‌ای و ابزارهای جدید در تحلیل فضایی سطح پوشش برف، به عنوان یک روش کارآمد در تحقیقات ژئوماتیک، بسیار مورد توجه قرار گرفته است (Cheng et al., 2019).

وَنگ و همکاران (Wang et al., 2021) با استفاده از داده‌های MODIS، تغییرات پوشش برف در کوهستان‌های پامیر از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۹ را مورد بررسی قرار دادند. در این راستا، روش‌های پردازش تصویر ماهواره‌ای و تحلیل‌های آماری مورد استفاده قرار گرفته است. نتایج نشان داد که پوشش برف در کوهستان‌های پامیر در طول دوره مورد مطالعه کاهش یافته است و این کاهش بیشتر در بخش‌های شمالی و شمال غربی منطقه رخ داده است. همچنین، نتایج نشان داد که تغییرات پوشش برف در این منطقه با بارش و دما همبستگی دارد. این مطالعه نشان می‌دهد که تغییرات پوشش برف در کوهستان‌های پامیر، که یکی از مناطق حساس در قالب تأمین آب است، به عنوان یکی از تأثیرات تغییرات اقلیمی مطرح است.

غلام و همکاران (Ghulam et al., 2021) داده‌های چند منبع ماهواره‌ای از جمله داده‌های MODIS را برای بررسی تغییرات و روند پوشش برف در منطقه هیمالیا مورد استفاده قرار دادند. روش کار در این مقاله شامل پردازش داده‌های ماهواره‌ای و استفاده از تحلیل‌های آماری بوده است. نتایج نشان داد که مساحت پوشش برف در منطقه هیمالیا در حال کاهش است و این کاهش بیشتر در زمستان در مقایسه با بهار و تابستان رخ می‌دهد. همچنین، نتایج حاکی از تأثیر تغییرات دما و بارش بر تغییرات پوشش برف در این منطقه بوده است. این نتایج می‌توانند به عنوان مبنایی برای اتخاذ تصمیمات در زمینه مدیریت منابع آب و تغییرات اقلیمی در منطقه هیمالیا مورد استفاده قرار گیرند.

ژانگ و همکاران (Zhang et al., 2021) تغییرات پوشش برف در کوهستان‌های تیان‌شان در بازه زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۸ را با استفاده از داده‌های MODIS بررسی کرده‌اند. برای این منظور روش‌های پردازش تصویر ماهواره‌ای و تحلیل‌های آماری مورد استفاده بوده است. نتایج نشان دهنده کاهش پوشش برف در کوهستان‌های تیان‌شان به‌ویژه در بخش‌های جنوبی و شمالی آن در طول دوره مورد مطالعه است.

همچنین، تغییرات دما و بارش همبستگی بالایی با تغییرات پوشش برف در این منطقه دارد. این مطالعه نشان می‌دهد که کاهش پوشش برف در کوهستان‌های تیان‌شان می‌تواند تأثیرات جدی بر روی تأمین آب و محیط زیست منطقه داشته باشد. به علاوه، این مطالعه نشان می‌دهد که داده‌های MODIS می‌توانند برای بررسی تغییرات پوشش برف در مناطق کوهستانی مفید باشند.

لیو و همکاران (Liu et al., 2021) با استفاده از داده‌های MODIS، تغییرات پوشش برف در کوهستان‌های کاراکورام در بازه زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۹ را با استفاده از پردازش داده‌های ماهواره‌ای و تحلیل‌های آماری مورد بررسی قرار دادند. نتایج حاکی از کاهش پوشش برف در کوهستان‌های کاراکورام در طول دوره مورد مطالعه بوده است که این کاهش بیشتر در بخش‌های جنوبی و شرقی منطقه رخ داده است. همچنین، تغییرات پوشش برف در این منطقه با تغییرات دما و بارش همبستگی دارد. این مطالعه نشان می‌دهد که کاهش پوشش برف در کوهستان‌های کاراکورام می‌تواند تأثیرات جدی بر روی تأمین آب و محیط‌زیست منطقه داشته باشد. همچنین، داده‌های MODIS می‌توانند برای بررسی تغییرات پوشش برف در مناطق کوهستانی مفید باشند.

با توجه به این تحقیقات، نتایج نشان می‌دهد که پوشش برف در مناطق کوهستانی در حال کاهش است و این کاهش می‌تواند تأثیرات جدی بر روی منابع آب و محیط‌زیست مناطق کوهستانی داشته باشد. داده‌های ماهواره‌ای می‌توانند به عنوان یک ابزار مفید برای بررسی تغییرات پوشش برف در مناطق کوهستانی استفاده شوند. به علاوه، بررسی تغییرات پوشش برف در مناطق کوهستانی می‌تواند به درک بهتری از تأثیرات تغییرات اقلیمی بر روی منابع آب و محیط‌زیست کمک کند. همان‌طور که استخراج نقشه‌های برف امری مهم است، ارزیابی تغییرات مکانی در طی زمان نیز بسیار مهم می‌باشد. همچنین در مطالعات پیشین کمتر به تحلیل مکانی و تغییرات پراکندگی برف خاک بر اثر عامل‌های تقریباً ثابت در زمان همچون نوع خاک و یا ارتفاع و یا عامل‌های ناپایدار در زمان همچون بارش پرداخته شده است.

بارش برف در ایران به عنوان یکی از منابع اصلی تأمین آب در فصول گرم سال استفاده می‌شود و برای کشاورزی و دامداری بسیار حائز اهمیت است. علاوه بر این، بارش برف در ایران به عنوان یکی از جذابیت‌های گردشگری نیز شناخته شده است. همچنین، بارش برف در ایران می‌تواند به عنوان یک مهارکننده‌ی طبیعی در برابر خشکسالی و کاهش سطح آب در دریاچه‌ها و رودخانه‌ها عمل کند. همین امر اهمیت پایش و بررسی تغییرات پوشش برف در ایران و تأثیر آن بر روی منابع آب و محیط زیست را افزون می‌کند. از طرفی برف یکی از مؤلفه‌های مهم کنترل کننده هیدرواقليم هر ناحیه جغرافیایی (Ghaemi & Nouhi, 1976) و نیز یکی از مهمترین مؤلفه‌های هیدرولوژیکی و هواشناسی است، که نقش مهم و عمده‌ای را در تغییرات اقلیمی سطح زمین بازی می‌کند. همچنین پوشش برف معرف میزان آب ذخیره شده

بخش‌های دیگر منطقه از جمله بخش‌های جنوب غربی کرمانشاه و ایلام دارای آب‌وهوای نیمه‌خشک است (Abrifam, 2010). براساس تقسیم‌بندی علیجانی (Alijani, 2012) نیز غرب ایران به‌طور کلی دارای آب‌وهوای کوهستانی و پایکوهی است. وضعیت حرارتی ناحیه در تابستان همگن‌تر از زمستان است. این محدوده در دوره سرد سال، به علت حاکمیت بادهای غربی و نزدیکی به منبع رطوبتی دریای مدیترانه بارندگی زیادی دارد، اما دوره گرم سال نفوذ پرفشار آزر باعث کاهش بارندگی می‌شود (Mojarad & Masoompour, 2013).

محدوده مورد مطالعه بیشتر تحت تأثیر سامانه مرطوب مدیترانه‌ای و اقیانوس اطلس و سامانه‌های سودانی قرار دارد که با عبور این جریان‌ها از روی محدوده و برخورد با ارتفاعات زاگرس مقدار زیادی از رطوبت خود را به‌صورت باران و برف از دست داده و عامل عمده ریزش‌های جوی کشور را نیز تشکیل می‌دهند. علیجانی (Alijani, 2008) بالاتر بودن ارتفاع در قسمت‌های شمالی زاگرس را عاملی بر بیشینه بودن بارش‌ها در این ناحیه می‌داند.

داده‌ها و روش‌ها

در این پژوهش از تصاویر ماهواره‌ای مادیس در بازه سال ۲۰۰۱ تا ۲۰۲۱ بهره گرفته شد. این سنجنده دارای ۳۶ باند طیفی شامل ۱۱ باند در محدوده نور مرئی، هفت باند در محدوده نزدیک به مادون قرمز، دو باند در محدوده مادون قرمز طول موج کوتاه، هشت باند در محدوده مادون قرمز طول موج متوسط و هشت باند در محدوده مادون قرمز طول موج بلند یا حرارتی است. قدرت تفکیک مکانی باندهای یک و دو در این سنجنده برابر با ۲۵۰ متر، باندهای سه تا هفت برابر با ۵۰۰ متر و باندهای حاوی هشت تا ۳۶ برابر با یک کیلومتر است (Rasouli, 2011).

یک شاخص طیفی سنجنش از دوری با استفاده از محاسبه ریاضیاتی و آماری بین دو یا چند باند طیفی داده‌های سنجنش از دوری بدست می‌آید و به واسطه آن یک پدیده یا عارضه بر روی زمین، بارز و شناسایی می‌شود. با استفاده از شاخص طیفی می‌توان پوشش‌های مختلف مانند برف را به‌دلیل بازتاب متفاوت در باندهای مختلف از سایر پوشش‌ها متمایز ساخت. یکی از مهمترین شاخص‌های شناسایی برف شاخص NDSI است که با تفاضل بین بازتاب باند مرئی (B4 مادیس) و باند مادون قرمز میانی (B6 مادیس) طبق رابطه ۱ به‌دست می‌آید.

$$NDSI = (B4 - B6) / (B4 + B6) \quad (1)$$

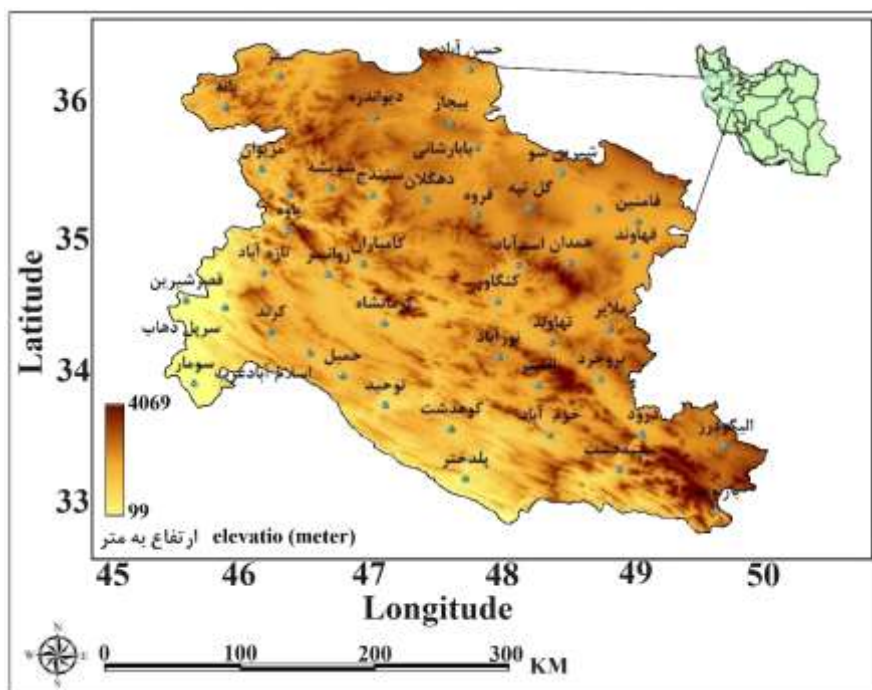
در حوضه‌های کوهستانی است. آب معادل برف پوشش برفی حدود یک سوم آب مورد نیاز بخش کشاورزی، رطوبت خاک، ذخیره آب زیرزمینی و منابع آب دریاچه‌ها و رودخانه را در سراسر جهان تأمین می‌کند (Goodinson et al., 2000). نواحی غربی ایران به دلیل وسعت مناطق کوهستانی، بیشتر نزولات خود را به‌صورت برف دریافت می‌کنند و دارای ذخایر برفی در طول سال هستند. از این رو این غرب کشور به عنوان منطقه مورد مطالعه انتخاب و تغییرات پوشش برف آن مورد بررسی قرار گرفت.

تحلیل فضایی سطح پوشش برف در غرب ایران به‌دلیل تأثیر قابل توجه آن بر بخش‌های مختلف از جمله کشاورزی، منابع آبی و حمل و نقل، توجه بیشتری به خود جلب کرده است. در سال‌های اخیر، تصاویر ماهواره‌ای به‌عنوان یک ابزار قدرتمند برای پایش و تحلیل تغییرات سطح پوشش برف در این منطقه به کار گرفته شده‌اند (Mir Mousavi & Sabor, 2014). پوشش برفی غرب کشور نیز نقش کلیدی در منابع آبی دارد، لذا مدیریت علمی این ذخایر آبی ضروری است. پوشش برفی با گذشت زمان تغییرات زیادی را نشان می‌دهد. بنابراین پایش زمانی- مکانی سطح پوشش برف و آب معادل برف، اهمیت بالایی دارد. ایستگاه‌های برف‌سنجی در غرب ایران بسیار محدود است. با استفاده از تصاویر سنجنش از دور و تکنیک‌های استخراج پدیده‌ها می‌توان محدوده‌های وسیع و در زمان‌های متناوب را پایش نمود. برف در محدوده مرئی و مادون قرمز نزدیک امواج الکترومغناطیس دارای انعکاس شدیدی نسبت به دیگر سطوح از جمله آب، خاک و پوشش گیاهی است. با استفاده از این خاصیت و شگردهای سنجنش از دور می‌توان در تصاویر ماهواره‌ای برف را شناسایی کرد و با توجه به پوشش سراسری و تصاویر زمانی تغییرات مکانی- زمانی این پدیده در محدوده وسیع را برآورد کرد. هدف از این تحقیق استخراج، بررسی روند و تحلیل فضایی مساحت پوشش برفی با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای در غرب کشور در راستای استخراج نقشه‌هایی جهت برنامه‌ریزی‌های محیطی است.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد بررسی

محدوده مورد مطالعه شامل استان‌های کردستان، کرمانشاه، ایلام، همدان و لرستان و با وسعت ۴۶۶/۱۲۱ کیلومتر مربع بین عرض‌های جغرافیایی ۳۶° ۵۱' ۳۱" تا ۳۶° ۴۹' ۴۵" شمالی و طول جغرافیایی ۴۵° ۲۷' ۱۸" تا ۴۵° ۲۶' ۰۴" شرقی واقع شده است (شکل ۱). براساس پهنه‌بندی آب و هوایی ایران در سیستم کوپن که توسط گنجی (Ganji, 2003) صورت گرفته است، بخش اعظم زاگرس در شمال کردستان، همدان، کرمانشاه و لرستان دارای آب‌وهوای مدیترانه‌ای است و در نواحی مرتفع زاگرس نیز آب‌وهوای سرد و خشک مشاهده می‌شود.



شکل ۱- موقعیت محدوده مورد مطالعه در ایران
Figure 1- Location of the studied area in Iran

$$s = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^N \text{sgn}(x_j - x_i) \quad (2)$$

$$\text{Var}(s) = \frac{n-(n-1)(2n+5)-\beta}{18} \quad (3)$$

در نهایت آماره آزمون (z) با کاربرد رابطه ۴ محاسبه می‌شود.

$$z = \begin{cases} \frac{s-1}{\sqrt{\text{Var}(s)}} \\ 0 \\ \frac{s+1}{\sqrt{\text{Var}(s)}} \end{cases} \quad (4)$$

فرضیه صفر H_0 برای این آزمون اصل برائت است. به این معنا که هیچ روندی در سری وجود ندارد. سه فرضیه خلاف مبنی بر وجود روند منفی، غیر صفر یا مثبت می‌تواند انتخاب شود. در آزمون کندال فصلی مقایسه در عرض مرزهای فصول انجام نمی‌گردد. آماره s کندال برای هر فصل محاسبه و با یکدیگر جمع می‌گردند (رابطه ۵) تا آماره کلی کندال S' (رابطه ۶) حاصل شود (Eslamian et al., 2005).

$$S = \sum_{j=1}^n S_j \quad (5)$$

$$S' = \sum_{j=1}^n S_j \sum_{i=j+1}^n \text{sgn}(x_i - x_j) \quad (6)$$

$$\tau = \frac{2S}{N(N-1)}$$

که N تعداد ماه‌ها یا فصل و S_j آماره من کندال برابر ماه زام است. در صورت عدم همبستگی متوالی در داده‌ها، واریانس از رابطه ۷ به دست آمده و اگر در داده‌های سری زمانی همبستگی متوالی وجود داشته باشد از رابطه ۸ واریانس S' قابل محاسبه است.

$$\sigma_{S'}^2 = \sum_{j=1}^p \text{var}(S_j) \quad (7)$$

در شاخص NDSI به منظور جلوگیری از قرار گرفتن آب در گروه برف، باند ۲ بزرگتر یا مساوی ۰/۱۱ می‌باشد، بدین دلیل با اعمال آستانه $B2 > 0/11$ سطوح برفی از سطوح آبی متمایز می‌گردد. همچنین جهت جلوگیری از قرارگیری اشیاء تیره به عنوان برف باند ۴ بزرگتر یا مساوی ۰/۱ نیز حذف می‌گردد (Ildermi, 2015). با توجه به گستره محدوده مورد مطالعه از گوگل ارث اینجین (GEE) به عنوان یک پلتفرم متن باز استفاده شد. از مزایای GEE وجود کتابخانه گسترده‌ای از مجموعه داده‌های مکانی است که امکان بهره‌گیری گسترده از تصاویر ماهواره‌ای و قدرت محاسباتی را فراهم می‌آورد. در این پژوهش از تصاویر ماهواره‌ای مادیس در بازه سال ۲۰۰۱ تا ۲۰۲۱ به صورت بازه‌های هفت ساله استفاده شده است.

آشکارسازی روند

روند، تغییرات آرام و یکنواخت و درازمدت در میانگین مشاهدات و حالتی کمابیش پایدار از افزایش، کاهش، ثبات یا توأم است. واکاوی روند شامل دو مرحله آشکارسازی و الگوسازی روند است. آشکارسازی روند با استفاده از روش‌های آماری-ترسیمی و یا روش تحلیلی (مانند رگرسیون و مک کندال) انجام می‌شود. آزمون من-کندال: در این روش ابتدا آماره S و واریانس طبق روابط ۲ و ۳ به دست می‌آید.

کاربیلی^۱ است که نشان دهنده وضعیت خوشه‌بندی پدیده‌ها در فواصل مختلف جغرافیایی است که با استفاده از رابطه ۱۶ بدست می‌آید. در این رابطه d فاصله، n برابر با تعداد کل پیکسل‌های برفی موجود، A مساحت و $k(i, j)$ وزن است.

$$L(d) = \sqrt{\frac{A \sum_{i=1}^n \sum_{j=1, j \neq i}^n k(i, j)}{\pi n(n-1)}} \quad (16)$$

برای بررسی الگو توزیع خودهمبستگی فضایی پوشش برفی از تحلیل خوشه و ناخوشه که به شاخص انسلین محلی موران معروف است، استفاده شده است که یکی از شاخص‌های پرکاربرد جهت شناسایی خود همبستگی فضایی مشاهدات و الگوی فضایی آن‌ها می‌باشد. آماره محلی موران I به صورت زیر به دست می‌آید (Asgari, 2011):

$$I = \frac{x_i - \bar{X}}{S_i^2} \sum_{j=1}^n \sum_{j \neq i} w_{i,j} (x_j - \bar{X}) \quad (17)$$

که در آن x_i خصیصه عارضه i و $\bar{X}$ میانگین خصیصه مربوط و $w_{i,j}$ وزن فضایی بین عارضه i و j می‌باشد و:

$$S_i^2 = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{j \neq i} w_{i,j}^2}{n-1} - \bar{X}^2 \quad (18)$$

که در آن n برابر با تعداد کل عارضه هاست. امتیاز استاندارد $Z I_i$ به صورت زیر محاسبه می‌شود:

$$Z I_i = \frac{I_i - E[I_i]}{\sqrt{V[I_i]}} \quad (19)$$

در اینجا خواهیم داشت:

$$E[I] = -\frac{\sum_{j=1}^n \sum_{j \neq i} w_{i,j}}{n-1} \quad V[I] = E[I_1^2] - E[I_1]^2 \quad (20)$$

نتایج

در گام اول، به منظور سهولت کار، دوره مورد مطالعه به ۳ دوره ۷ ساله (۲۰۲۱-۲۰۱۵، ۲۰۱۴-۲۰۰۸، ۲۰۰۷-۲۰۰۱) تقسیم و سپس برای هر دوره جداگانه شاخص پوشش برف محدوده مورد مطالعه به صورت میانه تصاویر استخراج شد (شکل ۲)، سپس مساحت برفی در هر بازه زمانی طبق جدول ۱ به دست آمد. یادآور می‌شود نقشه‌های پوشش برف حاصله به صورت صفر و ۱ تهیه شده‌اند، بدین معنی که هر نقشه شامل دو عرصه پوشیده از برف (دارای کد ۱) و فاقد برف (دارای کد ۰) می‌باشد. همان طور که در شکل ۲ دیده می‌شود در دوره اول (۲۰۰۷-۲۰۰۱) بخش وسیعی از قسمت‌های شمالی و جنوب شرقی منطقه دارای پوشش برفی بوده است. جهت شمال غربی-جنوب شرقی محدوده پوشش برفی نشان دهنده‌ی نقش ارتفاعات زاگرس در بارش برف است. در دوره‌های دوم (۲۰۱۴-۲۰۰۸) و سوم (۲۰۲۱-۲۰۱۵) نیز جهت شمال غربی-جنوب شرقی در پوشش برفی دیده می‌شود. با این تفاوت که در دوره‌های ذکر شده پوشش برفی در منطقه کاهش داشته است. به طوری که در دوره سوم به کمترین مقدار خود رسیده است.

$$\sigma_{S'}^2 = \sum_{j=1}^p \text{var}(S_j) + \sum_{g=1}^{p-1} \sum_{h=g+1}^p \sigma_{gh} \quad (8)$$

σ_{gh} کواریانس بین آماره کندال در فصل g و فصل h را نشان می‌دهد. با فرض استقلال داده‌ها می‌توان فرض کرد که $\text{cov}(S_g, S_h)$ در این صورت مقدار آماره Z' از رابطه ۹ به دست می‌آید.

$$Z' = \begin{cases} \frac{S' - 1}{\sigma_{S'}}, S' > 0 \\ 0, S' = 0 \\ \frac{(S' + 1)}{\sigma_{S'}}, S' < 0 \end{cases} \quad (9)$$

مقدار τ کلی نیز از میانگین وزنی τ_j برای فصل p از رابطه ۱۰ محاسبه می‌شود (Helsel & Hirsch, 2002).

$$\tau = \frac{\sum_{j=1}^p n_j \tau_j}{\sum_{j=1}^p n_j} \quad (10)$$

روش‌های برآورد ضرایب رگرسیون خطی در برآورد روند شامل سه گروه عمده پارامتری (کمترین قدر مطلق انحراف، کمترین مربعات باقی مانده)، ناپارامتری و روش توزیع احتمال (بیزی) است. در روش کمترین مربعات باقی‌مانده اندیشه اصلی برآورد خط رگرسیون برازش خط مستقیم از میان سری زمانی است. به طوری که مجموع مربع مانده‌ها کمینه شود. برآورد کمترین مربعات ضرایب رگرسیون با استفاده از روابط ۱۱ و ۱۲ محاسبه می‌گردد (Asakereh, 2012).

$$b = \frac{\sum_{i=1}^n (T_i - \bar{T})(Z_i - \bar{Z})}{\sum_{i=1}^n (T_i - \bar{T})^2} \quad (11)$$

$$a = \bar{Z} - b\bar{T} \quad (12)$$

در اینجا $\bar{T}$ و $\bar{Z}$ به ترتیب، میانگین زمان و متغیر اقلیمی است. معنادار بودن b را می‌توان براساس فرض صفر ($H_0: \beta = 0$) با کاربرد رابطه ۱۳ آزمون کرد.

$$t = \frac{\sum_{T=1}^n (Z_T - a - b)^2}{SE(b)} \quad (13)$$

در اینجا $SE(b)$ انحراف استاندارد b است که به صورت رابطه ۱۴ محاسبه می‌شود:

$$SE(b) = \sqrt{\frac{\sum_{T=1}^n (Z_T - a - b)^2}{(n-2) \sum_{i=1}^n (T_i - \bar{T})^2}} \quad (14)$$

فرآیند تحلیل فضایی وصفی چگونگی و استدلال چرایی پراکندگی‌ها را شامل می‌شود (Alijani, 2015). نتیجه این فرآیند تولید دانش علمی مستند و نهایی تبیین پراکندگی است (Harvey, 1996). اندازه‌گیری‌های توزیع مکانی داده‌ها این امکان را به ما می‌دهد تا تغییرات توزیع فضایی در راستای مولفه‌های مکان یعنی طول، عرض و ارتفاع را بررسی و مقایسه کنیم. با استفاده از آماره جی طبق رابطه ۱۵ می‌توان وجود یا عدم وجود خوشه‌بندی زیاد و کم پوشش برفی را بررسی کرد.

$$G = \sqrt{\frac{\sum_{T=1}^n (Z_T - a - b)^2}{(n-2) \sum_{i=1}^n (T_i - \bar{T})^2}} \quad (15)$$

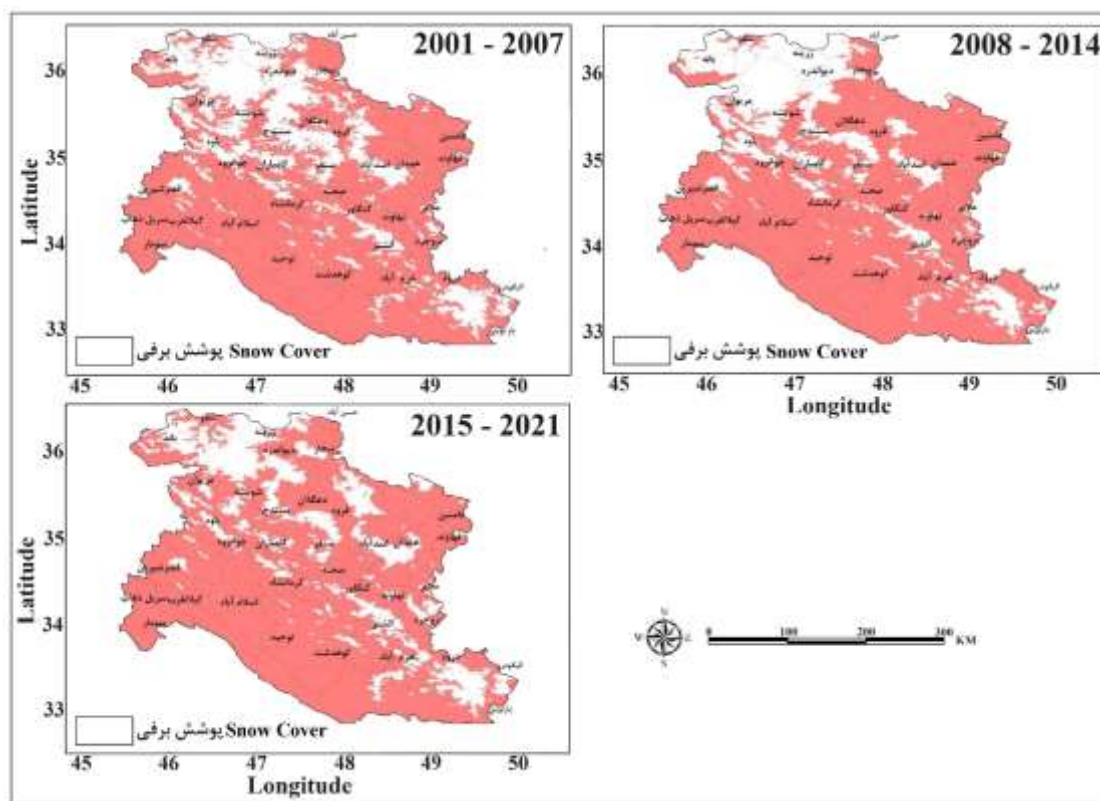
یکی دیگر از توابع بررسی توزیع بررسی الگوی فضایی پدیده‌ها تابع

به طوری که در دوره انتهایی مساحت نواحی پوشیده از برف به کمتر از ۱۰ درصد مساحت منطقه تنزل پیدا کرده است.

توجه به نقشه‌های پوشش برفی و نیز بررسی جدول مساحت پوشش منطقه برفی گویای وجود روند در میزان پوشش برفی در منطقه غرب کشور می‌باشد. به همین علت تصاویر روزانه به صورت سری زمانی استخراج و بررسی روند و الگوسازی روند بر روی آنها صورت گرفت. جدول ۲ نتایج حاصل از بررسی روند بر اساس روش من کندال را نشان می‌دهد.

این حال همین پوشش اندک برفی نیز با جهت شمال غربی-جنوب شرقی و در نقاط مرتفع زاگرس توزیع شده است. جدول ۱ درصد مساحت منطقه پوشش برفی را نشان می‌دهد.

جدول ۱ مساحت پوشش برفی منطقه مورد مطالعه را در بازه‌های زمانی مورد بررسی نشان می‌دهد. همان‌طور که آشکار است، از ابتدا تا انتهای دوره مورد مطالعه، پوشش برفی منطقه مورد مطالعه کاهش یافته است. این کاهش در سال‌های انتهایی بسیار قابل توجه بوده است.



شکل ۲- نقشه پوشش برف میانه زمستانه غرب کشور در بازه زمانی مورد مطالعه

Figure 2- Mid-winter snow cover map of western country in the studied period

جدول ۱- درصد مساحت پوشش برفی ناحیه مورد مطالعه در بازه زمانی مورد مطالعه

Table 1- The percentage of the area covered by snow in the study area in the study period

2015-2021	2008-2014	2001-2007	بازه زمانی Period
6.62	19.43	39.76	مساحت Area (%)

جدول ۲- آماره‌های من کندال فصلی تغییرات مساحت سطح پوشش برف

Table 2- Man Kendall results of seasonal changes in snow cover area

P_Value	شاخص فصلی (S')	آماره تاوکندال	متغیر
	Seasonal Index	Kendall τ Index	variant
0.0403	9525	983523877	Snow Area

رویدادها از حالت پراکنده تا خوشه‌ای و سطح معنی‌داری با آماره p_value و مقادیر بحرانی (آماره Z) آورده شده است. به‌منظور شناخت مکانی فراوانی نقاط داغ و نقاط سرد آماره جی گیتس محاسبه شد که در شکل ۳ نمایش داده شده است. همانطور که در شکل ۳ دیده می‌شود، خوشه‌های داغ در اطراف قروه و بانه نمود بیشتری پیدا کرده‌اند. بعد از بررسی خوشه‌بندی داغ و سرد پراکندگی پوشش برفی جهت بررسی وضعیت خوشه‌بندی در فواصل مختلف نتایج تابع کارایی (شکل ۳) نیز محاسبه شد. در این شکل محور افقی فاصله به متر، خط مورب پرننگ آبی‌رنگ الگوی توزیع تصادفی و خط قرمز رنگ نتایج مشاهده را نشان می‌دهد.

با توجه به حد بحرانی آماره تاو کندال و P_Value کوچکتر از ۰/۰۵ فرض صفر رد شده و وجود روند در مساحت برف پذیرفته می‌شود. در ادامه با الگوسازی رگرسیون خطی بر داده‌ها میزان شیب، عرض از مبدأ و معناداری ضرایب در سطح اطمینان ۹۵ درصد محاسبه گردید. معادله خط و مقادیر P_Value در زیر معادله دیده می‌شود.

$$t = 3960 - 0.073 \text{ مساحت پوشش برفی غرب}$$

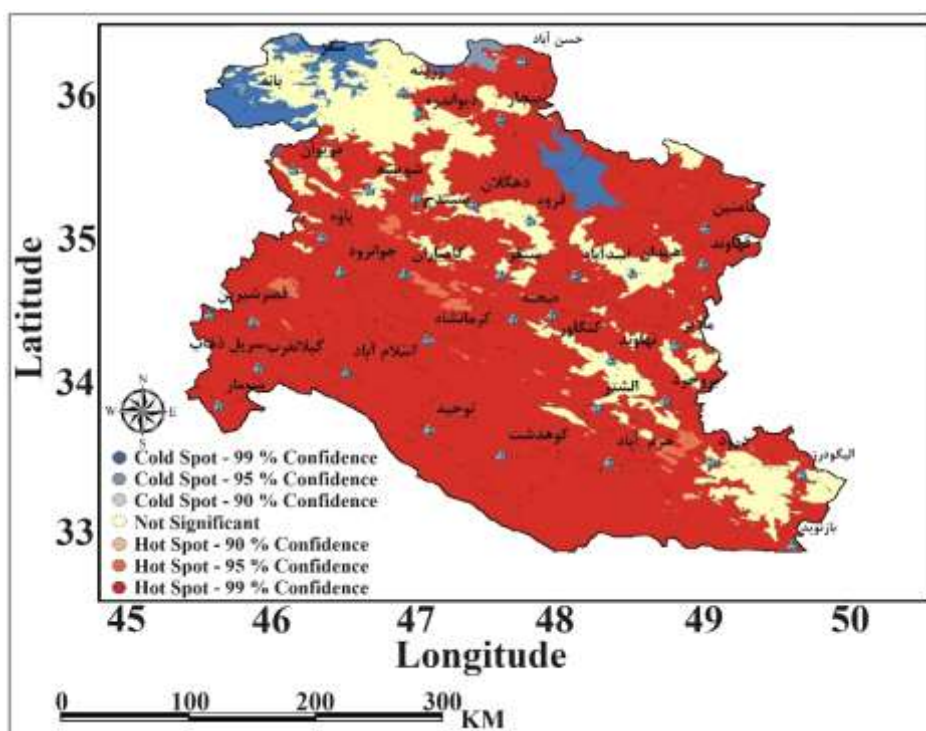
$$P_{value} = (0.000)(0.002)$$

برای درک الگوی خوشه‌ای و یا پراکنده بودن برف خاک، آماره موران خودهمبستگی مکانی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج در شکل ۴ و جدول ۳ گنجانده شده است. در این شکل نحوه پراکنش تجمع

جدول ۳- خلاصه آماره کلی موران محاسبه‌شده

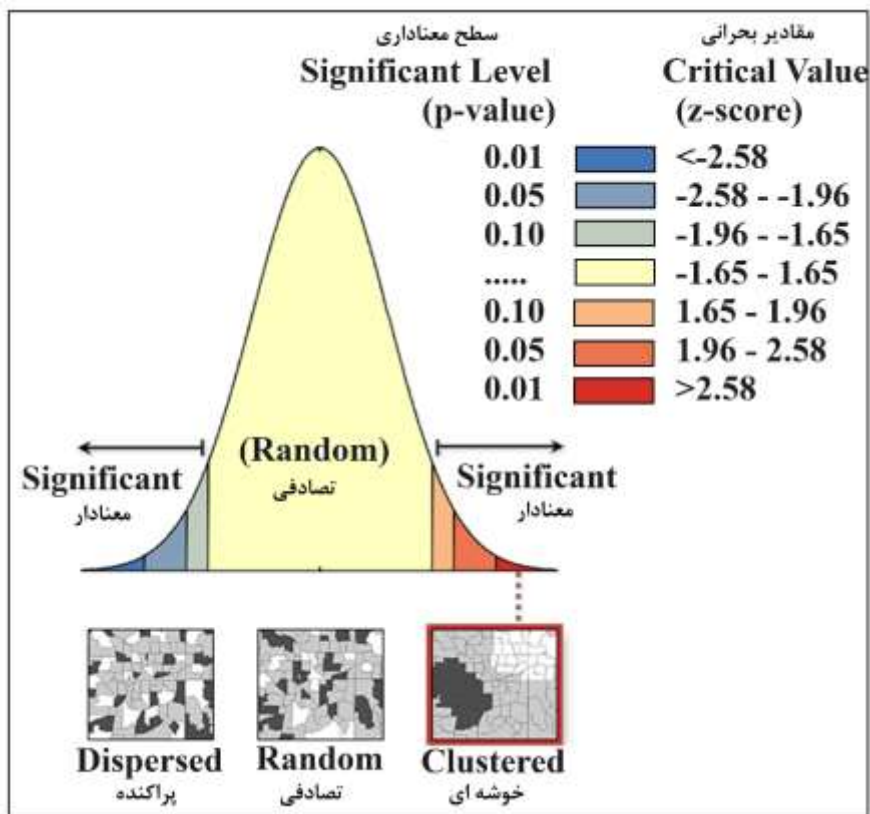
Table 3- Summary of the calculated overall Moran's statistic

شاخص موران	شاخص مورد انتظار	واریانس	نمره z	مقدار P
Moran Index	Expected Index	Variance	Z-score	P-value
0.1953	-0.0021	0.0003	10.87	0.0000

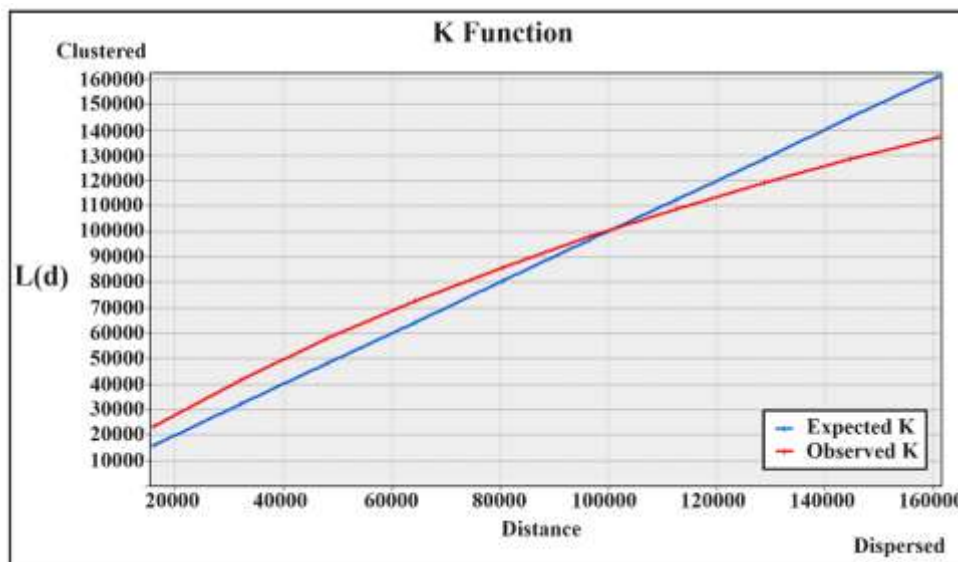


شکل ۳- نتایج آماره جی گیتس

Figure 3- The results of G Gates Index



شکل ۴- نتایج تابع موران
Figure 4- Moran's function results



شکل ۵- نتایج گرافیکی تحلیل تابع کاریپلی
Figure 5- Graphical results of Caripoli function analysis

قرمز پایین تر از منحنی نتایج مورد انتظار باشد، در آن صورت پوشش برفی در آن فاصله از هم پراکنده تر هستند. با توجه به شکل ۳ در غرب ایران پیکسل‌هایی که به عنوان پوشش برفی شناسایی شده‌اند تا فاصله

در شکل ۵ هرچه منحنی نتایج مشاهده شده بالاتر از نتایج مورد انتظار (تصادفی) باشد به معنای آن است که مشاهدات در آن فاصله خوشه‌بندی شده‌اند. برعکس هرچه منحنی نتایج مشاهده شده به رنگ

بحث و نتیجه‌گیری

در این پژوهش با استفاده از تصاویر سنجنده MODIS و شاخص پوشش برف، پایش و روند سطوح پوشش برف در غرب ایران در بازه زمانی ۲۰۰۱ تا ۲۰۲۱ بررسی شد. نتایج نشان داد که مساحت پوشش برف در فصل زمستان در این منطقه در حال کاهش است و رفتار سینوسی برف نیز در این منطقه مشاهده شد. تحلیل فضایی نشان داد که پراکندگی برف به تبعیت از آرایش مکانی ارتفاعات و بارش در این راستا گسترش دارد. همچنین، پوشش برف به سمت عرض‌های بالا و به طرف مرزهای غربی خوشه‌بندی شده است. نتایج این پژوهش می‌تواند در پایش و برنامه‌ریزی‌های محیطی برای درک تغییرات محدوده ی پوشش برفی مفید باشد. همچنین نتایج این مطالعه نشان داد که استفاده از روش سنجش‌ازدور و داده‌های ماهواره‌ای در سامانه ابری گوگل ارث اینجین و تحلیل‌های مکانی تهیه‌ی نقشه‌های پوشش برف در مناطقی که دارای وسعت زیاد هستند صرفه‌جویی‌های مالی و زمانی زیادی دارد و در مناطقی که نمونه‌گیری در آن انجام نشده و یا با مسائلی همراه است می‌تواند بسیار کارا باشد. کاربران و اعضای ثبت‌نام‌شده پلت فرم گوگل ارث اینجین می‌توانند جهت تهیه نقشه‌های پوشش برف از این لینک^۱ استفاده نمایند. پوشش برف در فصل زمستان می‌تواند بر تأخیر در کشت و برداشت محصولات کشاورزی تأثیر بگذارد و همچنین بر شرایط بیوزئوشیمیایی خاک و رشد گیاهان تأثیر داشته باشد. با مطالعه تغییرات پوشش برف در مناطق کشاورزی و برنامه‌ریزی مناسب برای مدیریت منابع آبی و کشت محصولات کشاورزی در شرایطی که پوشش برف کم است، می‌توان به کاهش اثرات منفی تغییرات آب و هوایی بر کشت و برداشت محصولات کمک کرد. همچنین از نتایج این تحقیق می‌توان در برنامه‌ریزی‌های کشاورزی و محیط‌زیستی بهره برد.

۱۰۰ کیلومتری خوشه‌بندی شده‌اند که به لحاظ آماری نیز معنادار است. از زمان ظهور تحقیقات مدرن بر پایه داده‌های ماهواره‌ای، پوشش برفی توجه جامعه علمی را به خود جلب کرده است. در کنار استخراج این پدیده، پایش تغییرات زمانی جهت اقدامات مدیریتی نیز ضروری است و می‌تواند یکی از بررسی‌های مهم جهت برنامه‌ریزی‌های محیطی باشد. در حال حاضر اکثر تحقیقات برآورد پوشش خاک با استفاده از سنجش‌ازدور بر روی استخراج شاخصی که بیشترین همبستگی را با داده‌های زمینی داشته باشد و یا استفاده از تصاویر با قدرت تفکیک‌های مکانی و باندی متفاوت تمرکز شده است. در این پژوهش پوشش برفی و روند آن با استفاده از ابزارهای سنجش از دور مورد توجه قرار گرفته است. در گام اول، شاخص پوشش برف در سه بازه زمانی به‌صورت میانه برای فصل زمستان برآورد گردید و مساحت برفی در هر دوره محاسبه شد، در گام بعدی با توجه به تغییرات مساحت پوشش برفی تصاویر روزانه به‌صورت سری زمانی استخراج شد و روند مکانی- زمانی آن با روش‌های کمی مورد واکاوی قرار گرفت. نتایج این پژوهش نشان از پذیرش روند کاهشی در مساحت پوشش برف در فصل زمستان در منطقه مورد مطالعه دارد. همچنین با توجه به رفتار سالیانه سینوسی برف در محدوده‌ی مورد مطالعه می‌توان بیان کرد که مؤلفه فصلی بودن بر تمام محدوده حاکم است، که به علت دور بودن نسبی محدوده غرب کشور از استوا، تغییرات دمایی با توجه فصلی بودن در این محدوده نمود پیدا می‌کند. هم سو با پژوهش حاضر در ایران مطالعات بسیاری با موضوع پایش تغییرات مکانی- زمانی پوشش برف مورد بررسی قرار گرفته است. عزیزی و همکاران (Azizi et al., 2017) تغییرات زمانی- مکانی پوشش برف دامنه‌های جنوبی البرز مرکزی؛ مسعودیان و همکاران (Masoudian et al., 2017) در پایش تغییرات روزهای همراه با پوشش برف در گروه‌های ارتفاعی حوضه زاینده‌رود؛ میرموسوی و صبور (Mir Mousavi & Sabor, 2014) در پایش تغییرات پوشش برف در شمال غرب ایران؛ خسروی و همکاران (Khosravi et al., 2017) در بررسی تغییرات سطوح پوشش برف در ارتفاعات زردکوه بختیاری؛ صالحی و همکاران (Salahi et al., 2018) در حوضه آبخیز بالیقلوچای؛ فتاحی و مقیمی (Fatahi & Moghimi, 2019) در شمال غرب ایران با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و ابزارهای سنجش از دور بر روندهای کاهشی پوشش برفی در مکان‌های مختلف در طول زمان تأکید دارند. با توجه به مباحث گرمایش جهانی و تغییر اقلیم و کاهش منابع آبی واکاوی ذخایر برفی و روند مکانی- زمانی آن می‌تواند در تأمین منابع آبی سطحی و مدیریت آن و پایش فضایی آن بسیار با اهمیت باشد.

References

1. Abrifam, M. (2010). Synoptic analysis of air masses entering western Iran in 1983-84. M.Sc., Razi University of Kermanshah. (In Persian)
2. Alijani, B. (2008). Effect of the Zagros Mountains on the spatial distribution of precipitation. *Journal of Mountain Science*, 5, 218–231. <https://doi.org/10.1007/s11629-008-0126-8>
3. Alijani, B. (2012). Synoptic climatology. Tehran: Samt Publications. (In Persian)
4. Alijani, B. (2015). Spatial analysis. *Journal of Spatial Analysis of Environmental Hazards*, 2(3), 1-14. (In Persian)
5. Arndt, A., Azzoni, R.S., & Stötter, J. (2017). Physical and chemical properties of snow and their impact on the environment: A state-of-the-art review. *Snow Engineering and Avalanche Science*, 1(1), 1-24. <https://doi.org/10.1553/scc1s1s1>
6. Asakereh, H. (2012). Analysis of Heavy Precipitation Trends in Zanjan City. *Geography and Planning*, 16(39), 73-88.
7. Asgari, A. (2011). *Spatial statistics analysis*, Tehran Municipality ICT Organization, First Edition.
8. Azizi, Q., Rahimi, M., Mohammadi, H., & Khoshakhlagh, F. (2017). Temporal-spatial changes of snow cover on the southern slopes of Central Alborz, *Natural Geography Research*, 49(3), 393-381. (In Persian)
9. Bashir, F., & Ghulam, R. (2010). Estimation of average snow cover over Northern Pakistan. *Pakistan Journal of Meteorology*, 7(13), 63-69.
10. Cheng, J., Ma, M., Li, X., Zhang, H., & Wang, Q. (2019). Spatial analysis of snow cover using satellite data and new geospatial tools in geomatics research. *Remote Sensing of Environment*, 221, 466-482. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.11.029>
11. Eslamian, S.S., Soltani, S.V., & Zarei, A. (2005). *Application of statistical methods in water resources*. Arkan Press. Esfahan. (In Persian)
12. Fatahi, A., & Moghimi, Sh. (2019). The effect of climate change on snow trend in northwestern Iran, *Applied Research in Geographical Sciences*, 54, 63-47. (In Persian)
13. Ganji, M. (2003). Climatic divisions of Iran. *Bulletin of the National Center for Climatology*, 3(1), 41. (In Persian)
14. Ghaemi, E., & Nouhi, A. (1976). *Statistical Analysis of Snowfall*, First Edition. Tehran Meteorological Organization Research Office Publications. (In Persian)
15. Ghulam, A., Zaman, Q.U., Ahmad, S., & Babel, M.S. (2021). Assessment of snow cover variability and trends in the Hindu Kush Himalaya using multi-source satellite data. *Science of the Total Environment*, 753, 142041. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142041>
16. Goodinson, B.E., Rango, A., & Walker, A.E. (2000). *Snow and ice, remote sensing in hydrology and water management*, Springer Pub, Berlin, 539-540.
17. Harvey, D. (1996). *Explanation in Geography*. London: Arnold
18. Ildermi, A., Habibnejad Roshan, M., Safari Shad, M., & Dalal Oglu, A. (2015). Using Modis images to prepare snow cover map (NDSI index and using MODIS case images of Bahar watershed), *Ahar Geographical Space*, 15(50), 125-140. (In Persian)
19. Khosravi, M., Tavosi, T., Raispur, K., & Omidi Qaleh Mohammadi, M. (2017). Investigation of changes in snow cover levels in Bakhtiari Zardkooh heights using remote sensing, *Hydrogeomorphology*, 12, 44-25. (In Persian)
20. Liu, Y., Lei, Y., Zhang, J., Li, X., Huang, X., & Wang, X. (2021). Spatiotemporal variations of snow cover in the Karakoram Mountains based on MODIS data from 2000 to 2019. *International Journal of Digital Earth*, 14(3), 313-328. <https://doi.org/10.1080/17538947.2020.1869246>
21. Masoudian, S.A., & Kaykhosravi Kiani, M.S. (2017). Evaluation of changes in days with snow cover in the altitude groups of Zayandehrud basin, *Natural Environment Hazards*, 11, 46-33. (In Persian)
22. Mir Mousavi, S.H., Sabor, L. (2014). Monitoring snow cover changes using MODIS sensor images in northwestern Iran, *Geography and Development*, 35, 200-181. (In Persian)
23. Mojarad, F., Masoompour, J. (2013). Estimation of maximum probable precipitation by synoptic method in Kermanshah province. *Geographical Studies of Arid regions*, 3(1), 1-14. (In Persian)
24. Rasouli, A.A. (2011). *An introduction to Satellite meteorology and climatology*. Tabriz University Press, first edition. (In Persian)
25. Salahi, B., & Nakhostin Rohi, M. (2018). Spatial and temporal monitoring of snow cover with NOAA-AVHRR images in the period 2006-2007 (Case study of Balighlouchai watershed). *Iran Water Research*, 3, 97-89. (In Persian)
26. Wang, X., Zhang, Y., Li, W., Zhang, J., Huang, G., & Li, L. (2021). Spatiotemporal analysis of snow cover in the Pamir Mountains using MODIS data from 2000 to 2019. *Ecological Indicators*, 121, 107103. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107103>
27. Zare Abyaneh, H. (2013). Estimation of Spatial distribution of snow water equivalent and snow density of the West Azarbaijan Province's Basins. *Water Resources Engineering*, 5(15), 1-11. (In Persian)

28. Zhang, Y., Li, W., Wang, X., Yang, X., & Huang, G. (2021). Spatiotemporal variability of snow cover in the Central Tianshan Mountains based on MODIS snow products from 2000 to 2018. *Journal of Arid Land*, 13(2), 156-168. <https://doi.org/10.1007/s40333-021-0062-8>

Contents

The Effect of Climate Change and Planting Date on the Green Water Footprint of Fall Wheat 2021-2100 (Case Study: Qazvin Plain)	1
F. Borzoo, H. Ramezani Etedali, A. Kaviani	
Analysis of the Physical Efficiency Indices of Water and Energy in Alfalfa and Barley Crops in Two Different Climates	23
S. Habibi, M. Khoshravesh, R. Nouri Khajebelagh	
Effect of Deficit Irrigation on Yield, Fruit Quality and Water Use Efficiency of Grapes cv. Turkmen-4	37
M. Zokaee Khosroshahi, K. Parvizi	
The Impact of Agricultural Waste and Residue Composts on Two Consecutive Spinach Cultivations: 2-Response of Physiological Indicators, Growth, and Plant Nutrient Elements	51
Kh. Salarinik, M. Nael, M. Sayyari, S.S. Moosavi	
Investigation of the Effect of Biochar on the Physical and Chemical Properties of Soil under Quinoa Cultivation under Water and Salinity Stress Conditions	69
O. Tourajzadeh, H. Piri, A. Naserin ³ , M.M. Chari	
The Effect of <i>Funneliformis mosseae</i> Fungus and <i>Acidithiobacillus</i> Application on Some Biochemical Metabolites of Maize (<i>Zea mays</i> L.) Exposed to Salinity Stress	87
J. Al-Jomah, A. Halajnia, A. Lakzian, A.R. Astarai	
The Effect of Different Land Uses on the Characteristics of the Organic and Mineral Soil Layer in the West of Mazandaran	105
Y. Kooch, A. Shahpiri, K. Haghverdi	
Evaluation of the Effects of Replacing Struvite with Triple Superphosphate Fertilizer on Some Physiological Indices and Phosphorus Availability in Wheat	127
T. Nazari , M. Barani Motlagh, S.O. Rastegar, M.H. Sedri	
Cadmium Sorption Kinetics and Isotherm in a Paddy Soil Treated with Magnesium Chloride-Modified Rice Husk Biochar	143
B. Abolfazli Behrooz, S. Oustan, H. Mirseyed Hosseini, H. Etesami	
Spatial Analysis of Snow Cover in Western Iran Using Satellite Imagery	161
A. Faraji, M. Kamangar, S. Ashrafi	

WATER AND SOIL

(AGRICULTURAL SCIENCES AND TECHNOLOGY)

Vol . 38

No. 1

2024

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
Bazrafshan, J.	Agricultural Meteorology	Assoc. Prof., Faculty of Agricultural Engineering and Technology
Fotovat, A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Ghadiri, H.	Soil Science	Prof. Griffith University
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: <https://jsw.um.ac.ir/>

Journal of Water and Soil is published bimonthly (six issues per year).



Vol. 38 No. 1

2024

Journal of Water and Soil

(Agricultural Science and Technology)

ISSN:2008-4757

Contents

The Effect of Climate Change and Planting Date on the Green Water Footprint of Fall Wheat 2021-2100 (Case Study: Qazvin Plain)	1
F. Borzoo, H. Ramezani Etedali, A. Kaviani	
Analysis of the Physical Efficiency Indices of Water and Energy in Alfalfa and Barley Crops in Two Different Climates	23
S. Habibi, M. Khoshravesh, R. Nouri Khajebelagh	
Effect of Deficit Irrigation on Yield, Fruit Quality and Water Use Efficiency of Grapes cv. Turkmen-4	37
M. Zokaee Khosroshahi, K. Parvizi	
The Impact of Agricultural Waste and Residue Composts on Two Consecutive Spinach Cultivations: 2- Response of Physiological Indicators, Growth, and Plant Nutrient Elements	51
Kh. Salarinik, M. Nael, M. Sayyari, S.S. Moosavi	
Investigation of the Effect of Biochar on the Physical and Chemical Properties of Soil under Quinoa Cultivation under Water and Salinity Stress Conditions.....	69
O. Tourajzadeh, H. Piri, A. Naserin ³ , M.M. Chari	
The Effect of <i>Funneliformis mosseae</i> Fungus and <i>Acidithiobacillus</i> Application on Some Biochemical Metabolites of Maize (<i>Zea mays</i> L.) Exposed to Salinity Stress.....	87
J. Al-Jomah, A. Halajnia, A. Lakzian, A.R. Astaraei	
The Effect of Different Land Uses on the Characteristics of the Organic and Mineral Soil Layer in the West of Mazandaran	105
Y. Kooch, A. Shahpiri, K. Haghverdi	
Evaluation of the Effects of Replacing Struvite with Triple Superphosphate Fertilizer on Some Physiological Indices and Phosphorus Availability in Wheat.....	127
T. Nazari , M. Barani Motlagh, S.O. Rastegar, M.H. Sedri	
Cadmium Sorption Kinetics and Isotherm in a Paddy Soil Treated with Magnesium Chloride-Modified Rice Husk Biochar	143
B. Abolfazli Behrooz, S. Oustan, H. Mirseyed Hosseini, H. Etesami	
Spatial Analysis of Snow Cover in Western Iran Using Satellite Imagery	161
A. Faraji, M. Kamangar, S. Ashrafi	