



ویژه نامه نشریه علمی

مدیریت اراضی

شاپا ۶۲۰۵-۲۳۴۵

جلد ۱۰ / شماره ۱ / سال ۱۴۰۱

عنوان

صفحه

- ۱.....مروری بر ارزش گذاری اقتصادی خاک.
رضا سکوتی/اسکویی و حسین بشارتی
- ۱۷.....چارچوب مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در ایران.
فرهاد مشیری، محمدرضا بلالی، فرهاد رجالی و آزاده صداقت
- ۳۷.....ارزیابی اراضی، ضرورت دستیابی به توسعه پایدار.
نورایر تومانیان و علی زین الدینی میمند
- ۶۱.....بررسی وضعیت آلودگی خاک و محصولات کشاورزی در ایران.
حامد رضایی، کریم شهبازی، سعید سعادت و کامبیز بازرگان
- ۹۵.....مصرف کودهای زیستی حاوی باکتری های ریزوبیوم در اراضی زیر کشت لگوم ها (روش ها، پتانسیل ها، مزایا و محدودیت ها).
هوشنگ خسروی و هادی اسدی رحمانی
- ۱۱۱.....چالش ها و محدودیت های منابع خاک و اراضی در ایران.
حسین اسدی، حسین بشارتی و منوچهر گرجی

ویژه نامه نشریه علمی مدیریت اراضی صاحب امتیاز: مؤسسه تحقیقات خاک و آب

جلد ۱۰ شماره (۱)

سال ۱۴۰۱

مدیر مسؤول: دکتر هادی اسدی رحمانی

رئیس مؤسسه تحقیقات خاک و آب

سر دبیر: دکتر حسین بشارتی

استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب

اعضاء هیأت تحریریه (به ترتیب حروف الفبا):

دانشیار پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران	دکتر حسین اسدی
استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب	دکتر حسین بشارتی
استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب	دکتر محمدرضا بلالی
دانشیار دانشکده کشاورزی دانشگاه تربیت مدرس	دکتر حسینعلی بهرامی
استاد دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان	دکتر محمدعلی حاج عباسی
دانشیار سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی	دکتر محمدحسن روزی طلب
استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب	دکتر سعید سعادت
دانشیار مرکز آموزش عالی امام خمینی (ره)	دکتر محمدرضا شاهپسند
استاد دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز	دکتر ناصر علی اصغرزاد
استاد پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران	دکتر منوچهر گرجی
دانشیار پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران	دکتر محمدحسین محمدی
دانشیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب	دکتر عزیز مومنی

دکتر فرهاد مشیری
مهندس فاطمه آقاجانی
دو شماره

مدیر داخلی:

صفحه آرایی:

تعداد انتشار در سال:

پایگاه الکترونیکی نشریه مدیریت اراضی: <http://lmj.areo.ir>
آدرس پایگاه الکترونیکی مجله: <http://lmj@areo.ir>
آدرس الکترونیکی مجله: jolm9297@gmail.com
این نشریه در پایگاه‌های علمی زیر نمایه می‌شود:
پایگاه اطلاعات علمی جهاد دانشگاهی: www.sid.ir
پایگاه استنادی علوم جهان اسلام (ISC): www.isc.gov.ir
پایگاه سیولیکا: <https://civilica.com>
پایگاه بانک اطلاعات نشریات کشور (Magiran): <https://www.magiran.com>

آدرس: کرج - میدان استاندارد، جاده مشکین دشت، بعد از رزکان نو، بلوار امام خمینی - کد پستی ۳۱۷۷۹۹۳۵۴۵

تلفن و نمابر: ۳۶۳۲۰۱۶۰ (۰۲۶)

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

راهنمای نگارش مقاله برای چاپ در مجله مدیریت اراضی

مقاله علمی-ترویجی، مقاله ای تخصصی است که به معرفی، ترویج و بسط آگاهی های علمی در بین جامعه علمی مربوطه پرداخته و سطح دانش را ارتقاء می بخشد و مخاطبان را با مفاهیم علمی جدید آشنا می سازد تا دانش بشری را اشاعه و نگرش عالمانه به جهان پیرامونی را تقویت نماید. مقاله علمی-ترویجی در زمینه ترویج و بسط آگاهی های علمی دارای ارزش و اعتبار ویژه خود بوده و هیچگاه به معنای مقاله علمی-پژوهشی ضعیف تلقی نمی گردد.

با توجه به اهمیت انتقال یافته های پژوهشی و گسترش رهیافت های علمی برای حل مسائل و لزوم انتشار و معرفی دیدگاه ها، نظریات و فن آوریهای نوین در مدیریت اراضی، موسسه تحقیقات خاک و آب بر آن شد تا نسبت به انتشار مجله علمی ترویجی مدیریت اراضی به عنوان اولین مجله تخصصی در حوزه ترویج علم مدیریت اراضی اهتمام ورزیده و سطح آگاهی ها و دانش موجود را در این زمینه ارتقاء بخشد. باشد تا جامعه علمی و کارشناسان حوزه کشاورزی و منابع طبیعی با مفاهیم جدید علمی در زمینه مدیریت اراضی آشنا گردند.

مقالات پژوهشی کاربردی، گردآوری، علمی مروری، ترجمه ای، تحلیلی و انتقادی در زمینه های زیر و با هدف اشاعه دانش و ارتقاء سطح آگاهی مخاطبان مشروط بر این که بر اساس مبانی علمی نگاشته شده و با نگرشی عالمانه به مسائل مدیریت اراضی پرداخته باشند در این مجله قابل پذیرش خواهند بود.

- 1- مدیریت حاصلخیزی خاک
- 2- مدیریت آب در اراضی کشاورزی
- 3- مدیریت اراضی در حوزه آبخیز
- 4- مباحث اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی در مدیریت اراضی
- 5- مدیریت اراضی و محیط زیست
- 6- نقش قوانین و مقررات در مدیریت اراضی
- 7- مدیریت بهره برداری پایدار از اراضی
- 8- نقش ویژگیهای خاک در مدیریت اراضی

شرایط پذیرش مقاله:

مقاله می بایست حاوی موضوعی تازه بوده و قبلاً در هیچ یک از نشریات فارسی زبان و در مجلات لاتین با همین عنوان و محتوا منتشر نشده باشد و یا همزمان برای مجله دیگر فرستاده نشده باشد. مقالاتی که خلاصه آنها در مجامع علمی داخلی و خارجی ارائه و چاپ شده باشد با افزودن مطالب جدید و تبدیل به مقاله کامل قابل بررسی خواهند بود. دفتر مجله در ویراستاری، چاپ و یا عدم چاپ مقالات آزاد است. مسئولیت صحت مطالب بر عهده نگارنده/گان می باشد. مقاله باید به زبان فارسی روان و عاری از غلط های نگارشی باشد. از آوردن واژه های بیگانه که معادل فارسی دارند جدا پرهیز گردد. گواهی پذیرش مقاله فقط پس از اتمام مراحل ویراستاری، تایید داور نهایی و تصویب هیات تحریریه صادر و مراتب با درج شماره جلد به اطلاع نگارنده/گان خواهد رسید. مقالات ارسالی به دفتر مجله پس از طی مراحل داوری مسترد نمی شود.

نامه درخواست و تعهد نامه:

ارسال نامه درخواست بررسی مقاله خطاب به سردبیر مجله با امضای نویسنده مسئول مقاله ضروری است. در فرم تعهدنامه، لازم است نویسندگان نسبت به امضای آن اقدام نمایند. فرم تعهد نامه از وبگاه مجله (<http://lmj.areo.ir>) قابل دریافت می باشد. تصویر الکترونیک نامه درخواست و فرم تعهد نامه تکمیل شده در قسمت پرونده مقاله در صفحه شخصی نویسنده مسئول (ارسال کننده مقاله) قابل بارگزاری می باشد.

برگ شناسه:

برگ شناسه مقاله در یک صفحه مجزا به دو زبان فارسی و انگلیسی شامل عنوان مقاله، نام و نام خانوادگی نگارنده/گان، موقعیت شغلی نگارنده/گان، نام دانشگاه یا مؤسسه پژوهشی که نگارنده/گان در آن اشتغال دارند، نشانی کامل نگارنده/گان، پست الکترونیکی همه نویسندگان و نام و مشخصات نگارنده مسئول می باشد. برگ شناسه مقاله در قسمت پرونده مقاله در صفحه شخصی نویسنده مسئول (ارسال کننده مقاله) قابل بارگزاری می باشد.

نحوه ارسال مقاله

پیشنهاد چاپ مقالات در این مجله به صورت الکترونیکی بوده و در وبگاه مجله به آدرس <http://lmj.areo.ir> اطلاعات لازم آمده است. برای ارسال مقاله به صورت الکترونیکی، مراحل زیر لازم است:

1. پر کردن فرم ثبت نام و ورود به وبگاه با نام کاربری اختصاصی
2. ورود به صفحه شخصی (در بالای صفحه)
3. پر کردن فرم ارسال مقاله و اطلاعات و مشخصات مربوط
4. بررسی مقاله در صفحه شخصی و افزودن ضمائم و اطلاعات مرتبط
5. تأیید نهایی مقاله برای آغاز بررسی آن

راهنمای تهیه مقالات:

- 1- مقاله حداکثر در 15 صفحه A4 با فاصله خطوط 1/5 و حاشیه های 3 سانتی متر از هر طرف و به صورت تک ستونی در نرم افزار Word2007 تایپ شود.
- 2- نوع قلم فارسی و انگلیسی و اندازه آنها مطابق جدول (1) استفاده شود.

جدول 1- نوع قلم و اندازه

موقعیت استفاده	نام قلم	اندازه قلم
عنوان مقاله	B Nazanin پررنگ	14
متن مقاله	B Nazanin	12
عناوین بخش های مقاله	B Nazanin پررنگ	12
نام مولفان	B Nazanin پررنگ	12
کلمات کلیدی	B Nazanin پررنگ	12
عناوین جدول ها و شکل ها	B Nazanin پررنگ	11
متن جدول ها و شکل ها	B Nazanin پررنگ	11
منابع	B Nazanin پررنگ	11
متن انگلیسی	Times New Roman	یک واحد کمتر از اندازه فارسی در هر موقعیت

- 1- موازین ادبیات فاسی در نگارش مقاله رعایت شده باشد.
- 2- شروع هر پاراگراف با یک دکمه Tab همراه باشد.
- 3- آخرین خط هر پاراگراف با تیتیر بعدی، یک خط فاصله داشته باشد.
- 4- نقطه و کاما بلافاصله پس از کلمه قرار گرفته و آنگاه با یک فاصله، کلمه بعدی را شروع شود.
- 5- مقالات باید شامل عنوان، چکیده فارسی و انگلیسی (حداکثر تا 300 کلمه)، واژه های کلیدی، مقدمه، مواد و روش ها، نتایج و بحث، نتیجه گیری، پیشنهادها، تشکر و قدردانی (در صورت نیاز) و فهرست منابع باشد. در نگارش مقالات

گردآوری، مروری، تحلیلی و انتقادی بر اساس شرایط مقاله قسمت های مواد و روش ها و همچنین نتایج و بحث می تواند حذف گردد. در این شرایط نگارش سایر قسمت های مقاله الزامی است.

عنوان مقاله

عنوان مقاله باید روان، گویا، مختصر، مفید و جذاب بوده و در برگیرنده محتوای موضوع پژوهش انجام شده باشد. عنوان مقاله نباید بیش از 20 کلمه باشد. در زیر عنوان نام و نام خانوادگی نویسندگان، مرتبه علمی و یا تحصیلات و وابستگی سازمانی، پست الکترونیک نویسندگان درج گردد.

چکیده

چکیده بایستی شامل حداکثر 300 کلمه بوده و بیانگر زمینه و هدف پژوهش، روش بررسی، یافته ها، نتیجه گیری و ترجیحاً در یک پارگراف باشد. چکیده انگلیسی باید ترجمه کامل چکیده فارسی باشد

واژه های کلیدی

واژه های کلیدی بایستی 3-6 کلمه باشد. واژه های کلیدی چکیده انگلیسی نیز بایستی ترجمه دقیق واژه های چکیده فارسی باشد. در انتخاب واژه های کلیدی از تکرار واژه هایی که در عنوان مقاله آمده است خودداری فرمایید. واژه های کلیدی خیلی عمومی نباشد.

مقدمه

مقدمه باید دربرگیرنده اهمیت پژوهش انجام شده باشد و به بیان مساله با مروری بر مطالعات و مشاهدات مرتبط با پژوهش که در گذشته انجام شده بپردازد و به منابع معتبری که در انتهای مقاله ذکر شده، استناد کند. در ادامه مطالب، وجه تمایز پژوهش حاضر نسبت به مطالعات قبلی و لزوم و وجوب آن و در انتهای مقدمه هدف اصلی پژوهش نگاشته شود. مقالاتی که موضوع آن تکراری بوده و در گذشته به کرات در داخل و خارج از ایران در مورد آن مطالعاتی انجام شده، در صورتی که وجه تمایز قانع کننده ای نداشته باشد چاپ نخواهد شد.

مواد و روشها

در این قسمت باید شرح مواد و روشهای مورد استفاده در پژوهش، جامعه آماری، روشهای نمونه گیری، اندازه گیریهای آزمایشی و نحوه تجزیه و تحلیل آماری آورده شود. در صورتی که از روشهای متداول یا قبلاً منتشر شده استفاده شده باشد، از شرح جزئیات خودداری و فقط به ارائه اصول و ذکر مأخذ اکتفا شود. در نگارش مقالات گردآوری، مروری، تحلیلی و انتقادی بر اساس شرایط مقاله این قسمت می تواند حذف گردد.

نتایج و بحث

در این بخش، نتایج بدست آمده از پژوهش به صورت نوشتار همراه شکل و جدول بیان گردد. از بکار بردن عنوان هایی مانند نمودار، عکس و نقشه خودداری و کلیه آنها با عنوان "شکل" درج شوند. نتایج ارائه شده در جدول ها یا شکل ها نباید به صورت دیگری مانند منحنی و یا متن نوشتاری در مقاله تکرار گردد. هر جدول از شماره، عنوان، سرستون ها و متن جدول تشکیل می شود. یک جدول باید با خطی افقی از شماره و عنوان جدول متمایز شود. همچنین سر جدول با یک خط افقی از متن جدول جدا و در زیر متن جدول نیز یک خط افقی رسم شود. عنوان جدول در بالای آن درج و پس از کلمه جدول و شماره آن، خط تیره و سپس عنوان ذکر شود. در متن جدول تا جایی که ممکن است نباید از خطوط افقی و عمودی استفاده کرد. هر ستون جدول باید دارای عنوان و واحد مربوط به کمیت آن ستون باشد. اگر همه ارقام جدول دارای یک واحد مشترک باشند، آن واحد در عنوان اصلی جدول ذکر شود. توضیحات اضافی عنوان و متن جدول به صورت زیرنویس ارائه شوند.

در نمودارها از نشانه های Δ $\square$ $\bullet$ $\blacktriangle$ به صورت توپر و توخالی استفاده شود. برای درج عنوان هر شکل، پس از کلمه شکل و شماره آن، نقطه و سپس عنوان ذکر شود. فایل Excel مربوط به نمودارها ارسال شود. اختصارات موجود در شکل ها و جدول ها باید در زیرنویس توضیح داده شوند. تمام اعداد متن و توضیحات جدول ها و شکل ها باید به زبان فارسی ارائه گردد. از ارسال نمودارهای رنگی جداً اجتناب نموده و از رنگهای سفید، سیاه و هاشورهای کاملاً متفاوت استفاده شود. اندازه فونت توضیحات محورهای نمودارها و اعداد به اندازه کافی بزرگ باشد تا در صورت کوچک کردن نیز خوانا باشند. جدول ها و نمودارها حتی المقدور در متن مقاله جاسازی شوند. در صورت لزوم می توان از تصاویر و یا عکس های مناسب و گویا در مقاله

استفاده نمود. محل ارائه تصاویر در متن مقاله مشخص شده باشد. فایل الکترونیک تصاویر در قسمت پرونده مقاله در صفحه شخصی نویسنده مسئول و یا ارسال کننده مقاله در وبگاه مجله بارگزاری گردد.

در این بخش یافته‌های جدید و مهم باید با یافته‌های موجود در منابع مقایسه شود و دلایل قبول و رد آنها مورد بحث قرار گیرد، از تکرار یافته‌ها خودداری شود. یافته‌های جدید و یافته‌های پیش بینی شده مقایسه شود. در نگارش مقالات گردآوری، مروری، تحلیلی و انتقادی بر اساس شرایط مقاله بخش نتایج و بحث می‌تواند حذف شده و مطالب در قالب عناوینی متناسب با موضوع مقاله ارائه گردد. لازم است عناوین مناسب و جذابی برای این قسمت‌ها انتخاب شده و در مورد آنها به صورتی کاملاً مستند مطلب نوشته شود.

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

در این قسمت باید موارد کاربردهای عملی و تئوری نتایج حاصل از پژوهش و نتیجه کلی پژوهش بیان گردد. این بخش منعکس کننده نظر و برداشت کلی نگارنده/گان نسبت به محتوا و مطالب مقاله می‌باشد. نکته بسیار مهم این است که خواننده دریابد که در این مقاله یک مطلب یا موضوعی بدیع و نو عرضه شده است. در این بخش ارائه یک پیام بطور روشن حائز اهمیت می‌باشد. راهکارها و فرضیه‌های جدید نیز پیشنهاد گردد. پیشنهادهایی برای پژوهش‌های آینده در این بخش ارائه شود.

تشکر و قدردانی

در این بخش نگارنده/گان می‌توانند از اشخاص، سازمانها و افراد ذیربطی که در اجرای پژوهش همکاری داشته‌اند، تشکر و قدردانی نمایند. این قسمت باید کوتاه و در حدود 50 کلمه باشد.

فهرست منابع

شیوه ارجاع در تمام متن مقاله بایستی به صورتی باشد که منبع مورد ارجاع در پایان جمله در داخل پرانتز به فارسی برای منابع انگلیسی و فارسی ارائه شود. برای منابع دارای دو نویسنده، نام هر دو نویسنده و منابعی که بیش از دو نویسنده دارند، نخست نام نفر اول و سپس "همکاران" و تاریخ بیان شود. مثال:

..... نتایج مشابهی توسط برخی پژوهشگران نیز گزارش شده است (کریمی و احمدی، 1389)
..... نتایج مشابهی توسط سایر محققان گزارش شده است (آلوی و همکاران، 2010)

فهرست منابع مورد استفاده در پایان متن به صورت پیوسته و به ترتیب منابع فارسی و انگلیسی ارائه شوند. منابع مورد استفاده به ترتیب حروف الفبای نام خانوادگی نگارنده، (یا اولین نگارنده برای منابعی که بیش از یک نگارنده دارند) زیر هم آورده شوند. چنانچه از یک نگارنده چندین منبع ذکر شود، ترتیب درج آن‌ها بر حسب سال انتشار، از جدید به قدیم است. اگر از نگارنده‌ای چندین منبع همسال وجود داشته باشد، با گذاشتن حروف a، b و c پس از سال انتشار منابع از یکدیگر متمایز شوند. چنانچه مقالات منفرد و مشترک از یک نگارنده ارائه شود، نخست مقالات منفرد و سپس مقاله‌های مشترک به ترتیب حروف الفبای نام نگارندگان بعدی مرتب شوند.

برای یک مقاله به ترتیب نام خانوادگی نگارنده، حرف اول اسم کوچک نگارنده، تاریخ انتشار، عنوان مقاله عنوان کامل مجله، شماره جلد، و اولین و آخرین صفحه مقاله ارائه شود. برای یک کتاب به ترتیب نام خانوادگی و سپس حرف اول نام کوچک نگارنده، تاریخ انتشار، عنوان کامل کتاب، شماره جلد، نام ناشر، محل انتشار و تعداد کل صفحات ارائه شود. در مورد مقاله یا کتاب‌هایی که بیش از یک نویسنده دارند به ترتیب نام خانوادگی و حرف اول نام اولین نویسنده و سپس اول نام نویسندگان بعدی و پس از آن نام خانوادگی آن‌ها ذکر شود.

در مورد مرجعی که نویسنده آن مشخص نیست به جای نام نگارنده از "Anonymous" برای منابع انگلیسی و (بی نام) برای منابع فارسی استفاده شود.

چنانچه منبع ترجمه شده باشد، در فهرست منابع باید نخست نام نویسنده (گان) کتاب اصلی، عنوان مشخصات آن (به زبان انگلیسی) و سپس نام مترجم (مترجمان) ذکر شود.

مثال‌های برای تنظیم منابع

مقاله از مجله

Brennan, E.W., and W.L. Lindsay. 1998. Reduction and oxidation effect on the solubility and transformation of iron oxides. Soil Sci. Soc. Am. J. 62:930-937.

مقاله از کارگاه آموزشی یا علمی

Hanbury, A. 2002. The taming of the hue, saturation and brightness colour Space, 7th Computer Vision Winter Workshop, February 2002, Bad Aussee, Austria.

مطلب از کتاب

Lindsay, W.L. 1979. Chemical equilibrium in soils. John Wiley & Sons, New York.

مطلب نقل شده یک نویسنده در یک مجموعه مقالات

Logsdon, S.D., and D.A. Laird. 2003. Ranges of bound water properties associated with a smectite clay. p. 101-108. In Electromagnetic Wave Interaction with Water and Moist Substance. Proc. of Conf., Rotorua, New Zealand. 23-26 Mar. 2003. Industrial Research, Auckland, New Zealand.

ذکر مطلب از نویسنده ای در یک کتاب که نام ویراستاران روی جلد آن است

Olsen, S.R., and L.E. Sommers. 1982. Phosphorus. p. 403-427. In A.L. Page et al. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. No. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.

ذکر مطلب از اینترنت

Soil Survey Staff. 2004. NRCS soils [Online]. Available at <http://soils.usda.gov> [verified 23 Mar. 2005]. USDA-NRCS, Washington, DC.

منابع مورد استفاده در متن بدین صورت نگاشته شوند:

بای بوردی و همکاران (1382) گزارش کردند...

اسمیت (2002) گزارش کرد ...

اسمیت و جونز (2002) گزارش کردند...

اسمیت و همکاران (2002) گزارش کردند...

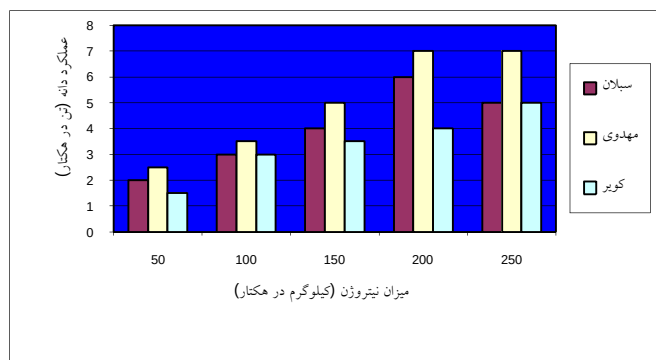
جدول نامناسب

عمق (cm)	pH	EC (dS.m ⁻¹)	TNV (%)	OC (%)	(Mg.kg-1)			بافت
					Pavail	Kavai l.	Mg exc h	
0-30	8/2	7/6	28	0/62	3/6	290	300	لومی رسی
30-60	8/2	7/2	30	0/50	0/6	295	305	لومی رسی
60-90	7/8	9/5	33	0/21	0/5	332	286	لومی شنی

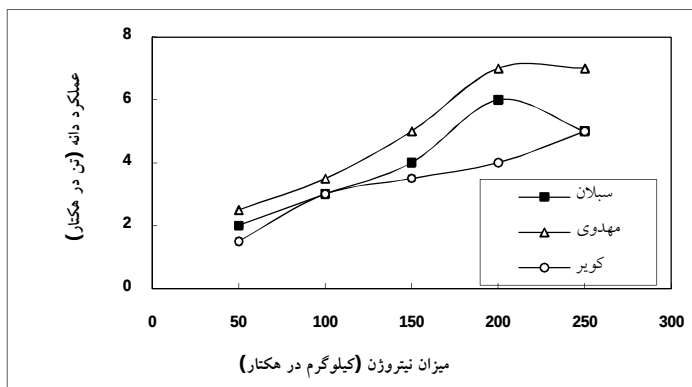
جدول مناسب

عمق (cm)	pH	EC (dS.m-1)	TNV (%)	OC (%)	(mg.kg-1)			بافت
					Pav	Kav	Mg _x	
0-30	8/3	7/6	28	0/62	3/6	290	300	لومی رسی
30-60	8/2	7/2	30	0/50	/60	295	305	لومی رسی
60-90	7/8	9/5	33	0/21	/50	232	286	لومی شنی

شکل نامناسب



شکل مناسب



فرم تعهد نامه

نشریه مدیریت اراضی

اینجانب نویسنده مسئول مقاله زیر:

موارد زیر را به آگاهی می رسانم:

۱. کلیه تهیه کنندگان مقاله از ارسال آن به دفتر مجله شما آگاهند
۲. مقاله قبلاً در هیچ مجله داخلی و خارجی منتشر نشده است
۳. مقاله تا زمان پایان بررسی در آن مجله به مجله دیگری ارسال نخواهد شد.
۴. هیچگونه تغییری در تعداد نویسندگان یا ترتیب ذکر اسامی انجام نخواهد شد.
۵. نامه پذیرش براساس ترتیب و تعداد نویسندگان در فرم تعهدنامه صادر میگردد.

نام نام خانوادگی نویسنده اول:

امضاء نویسنده اول مقاله

نام نام خانوادگی نویسنده دوم:

امضاء نویسنده دوم مقاله

نام نام خانوادگی نویسنده سوم:

امضاء نویسنده سوم مقاله

نام نام خانوادگی نویسنده چهارم:

امضاء نویسنده چهارم مقاله

مروری بر ارزش گذاری اقتصادی خاک

رضا سکوتی اسکویی^۱ و حسین بشارتی

دانشیار بخش تحقیقات حفاظت خاک و آبخیزداری مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی آذربایجان غربی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج

کشاورزی، ارومیه، ایران. rezasokouti@gmail.com

استاد موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران. hbesharati@swri.ir

چکیده

این مقاله با هدف بررسی ارزش خاک، پیچیدگی‌های ارزش گذاری آن برای پایه گذاری و ایجاد یک چهارچوب استاندارد برای روند ارزش گذاری خاک تهیه شد. در این پژوهش سعی شده است با بررسی تحقیقات انجام شده در نقاط مختلف جهان و کشور، روشهای محاسبه و تعیین کمی ارزش اقتصادی خاک مناسب کشور معرفی شود. در حال حاضر ارزش گذاری اقتصادی محیط زیست و منابع خاکی به عنوان یکی از ارکان اصلی تشکیل دهنده آن در قالب "چهارچوب خدمات اکوسیستم" و "چهارچوب ارزش اقتصادی کل" انجام می‌گیرد و در این راستا روش‌های گوناگونی برای برآورد منافع اقتصادی ناشی از خدمات زیست بوم و هزینه‌های اقتصادی ناشی از تخریب زیست بوم ابداع شده‌اند که در بیشتر موارد روش‌های هزینه مبنا شامل برآورد هزینه جایگزینی، هزینه فرصت از دست رفته و هزینه خسارت اجتناب شده و هزینه جانشین مورد استفاده قرار می‌گیرند. بررسی نحوه اجرای این روش‌ها و ملزومات آن مانند مقادیر عناصر مغذی خاک، کاربری اراضی و عملیات حفاظت خاک و آبخیزداری نشان می‌دهد که کلیه این زیرساخت‌ها و اطلاعات در کشور در دسترس بوده و اجرای این روش‌ها امکان پذیر است. ویژگی این روش‌ها آن است که مزایای ملموس تر و واضح تر و اهمیت بنیادین و نگرانی‌های غیر قابل برگشت از کالاهای زیست محیطی را نشان می‌دهد؛ اما باید در استفاده از سیستم اندازه گیری مانند ارزش پولی، در ارزیابی محیط زیست احتیاط شود. چرا که تنها آن قسمت از درآمدهایی که توسط سرمایه و نیروی کار به دست می‌آید مورد توجه قرار گرفته است. در حالی که درآمدهای حاصله از منابع و خدمات حیاتی که به رایگان بکار گرفته می‌شود به دلیل عدم قیمت گذاری، هرگز در جایی محاسبه نمی‌شود. این مسئله در محاسبات اقتصادی منجر به اتلاف منابع طبیعی می‌شود.

واژه‌های کلیدی: ارزش اقتصادی خاک، کاربری اراضی، عناصر مغذی خاک، محیط زیست

^۱ - آدرس نویسنده مسئول: بخش تحقیقات حفاظت خاک و آبخیزداری مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی آذربایجان غربی، سازمان

تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ارومیه، ایران.

مقدمه

در بخش بزرگی از تاریخ بشر، خاک به معنای واقعی کلمه پایه و اساس تمام فعالیت‌های اقتصادی را تشکیل می‌دهد. اندیشمندان اقتصادی کلاسیک معمولاً خاک را همراه با سرمایه و کار به عنوان یکی از سه عامل اساسی تولید می‌دانند. در واقع، یکی از نخستین و تأثیرگذارترین بخش‌های اقتصاد منابع، بر خاک و ظرفیت آن برای فراهم کردن غذای کافی برای حفظ جمعیت انسان متمرکز بود. مالتوس (۱۷۹۸) نخستین نظریه اقتصادی استفاده و تخریب خاک را ارائه داد که مطابق با آن رشد جمعیت و رشد اقتصادی در نهایت توسط کمبود خاک حاصلخیز محدود می‌شود. علاوه بر این، "انقلاب سبز" که با معرفی روش‌های پرورش و کشت بهتر، باعث افزایش قابل ملاحظه عملکرد شد، این حقیقت را پنهان می‌کند که کشاورزی گسترده و سایر فشارها، کاهش حاصلخیزی خاک را به طور دائمی به دنبال دارد. خاک کارکردهای زیادی را در محیط زیست انجام می‌دهد که برای زندگی انسان ضروری است. این کارکردها علاوه بر ارائه مواد غذایی، زیست توده و مواد خام و خدماتی مانند نقش زیستگاه و پایگاه زنی، ذخیره آب، عملکردهای اجتماعی و فرهنگی را هم انجام می‌دهد. خاک علاوه بر اینکه اساس بسیاری از فعالیت‌های مختلف انسان را تشکیل می‌دهد، ارزش اقتصادی قابل توجهی نیز دارد که به آن توجه لازم نشده است. تخریب خاک که به عنوان اختلال در این توابع استنباط می‌شود و به عنوان نتیجه‌ای از فعالیت‌های انسانی رخ می‌دهد، به شدت افزایش یافته است. کشاورزی، ساخت و ساز، آلودگی خاک از طریق انتشار آلاینده‌ها و تغییر شرایط آب و هوایی، تنها تعدادی از فشارهای وارده بر خاک است. ترکیب و میزان تنش‌ها منجر به تخریب آهسته اما گسترده خاک در بسیاری از نقاط دنیا شده است. اثرات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی کاهش کیفیت خاک بر سایر سامانه‌های محیط، اکوسیستم‌ها و جمعیت‌های انسانی تا حدودی مورد بررسی قرار گرفته است (متیو و دیمال، ۲۰۱۵). با این

حال، پژوهش‌های کمی درباره ارزش گذاری اقتصادی کارکردهای خاک انجام شده است. لذا این مقاله با هدف بررسی و بحث در مورد ارزش خاک، پیچیدگی‌های ارزش گذاری آن برای پایه گذاری و ایجاد یک چارچوب استاندارد برای روند ارزش گذاری خاک تهیه شد تا رابطه خاک به عنوان یک سرمایه طبیعی با ارزش اقتصادی معرفی گردد. به این صورت مبنای ارزش اقتصادی خدمات اکوسیستم و زیست محیطی خاک تدوین شده و چگونگی استفاده از این چارچوب در تخمین ارزش خاک و نحوه محاسبه آن فراهم شود.

ارزش خاک

خاک، خدمات اکوسیستمی را فراهم کرده و به عنوان فیلتر آب و محیط رشد عمل می‌کند؛ زیستگاهی برای میلیاردها جاندار ریز و درشت است که به تنوع زیستی کمک می‌کند. از خاک به عنوان محل نگهداری زباله‌ها هم استفاده می‌شود. سرانجام، خاک اساس زیست بوم‌های زراعی است که غذا، فیبر و سوخت را فراهم می‌کند. خاک مواد مغذی ضروری را برای جنگل‌ها و محصولات کشاورزی فراهم و به تنظیم درجه حرارت زمین و همچنین گازهای گلخانه‌ای کمک می‌کند (گلاسز، ۲۰۰۲). نقش خاک در محیط زیست را می‌توان در موارد زیر خلاصه نمود:

- تأمین غذا
- پایه و اساس پوشش گیاهی برای کشت و مدیریت برای خوراک، فیبر، سوخت و محصولات دارویی
- نگهداری یک چهارم از کل تنوع زیستی جهان
- نقش کلیدی در تغییرات آب و هوایی و در چرخه کربن
- ذخیره و بهبود منابع آبی در برابر سیلاب‌ها و خشک سالی
- کیفیت آب‌های سطحی و زیرزمینی
- کیفیت هوا، به ویژه ریز گردها

۲۰۰۶). بهره‌برداران می‌توانند ارزش فواید خاک را افزایش یا کاهش دهند زیرا سناریوهای مدیریت اراضی با انتخاب نوع کاربری بر عملکرد خاک تأثیر می‌گذارند؛ بنابراین، مزایای خاک و ارزش آن در نحوه مدیریت اراضی برای حفظ کیفیت خاک اهمیت دارد. مردم تمایل دارند تا بر باارزش‌ترین و مستقیم‌ترین ارزش اقتصادی خاک متمرکز شوند. به این صورت که در مناطق روستایی شامل تولیدات محصولات کشاورزی و مراتع و نیز گردشگری می‌شود. در مناطق شهری اما بیشترین مزایای اقتصادی خاک مربوط به منافع سازه‌ای خاک مانند ساختمان‌ها، جاده‌ها و پارکینگ می‌باشد. محوطه‌سازی، باغبانی و پارک‌ها نیز ممکن است از لحاظ اقتصادی ارزشمند باشند (دوران و همکاران، ۱۹۹۴). مزایای عمومی خاک به تفصیل در جدول ۱ فهرست شده‌اند.

• پایداری بهره‌وری زمین
• زیبایی‌شناسی محیط‌زیست

بنابراین خاک یک منبع طبیعی محسوب می‌شود که کیفیت آن به‌طور جدی با کیفیت زندگی انسان ارتباط دارد. فرایندهایی که بر منابع خاک تأثیر می‌گذارند، به‌طور مستقیم با تأثیر بر تولید غذا و مواد خام و یا به‌طور غیرمستقیم با تأثیر سایر منابع طبیعی مانند هوا، آب و حیات‌وحش کیفیت زندگی ما را هم تحت تأثیر قرار می‌دهند. این اندرکنش‌ها باعث تغییر ارزش خاک می‌شود (دکستر، ۲۰۰۴).

چرخه عناصر غذایی، تنظیم آب و دیگر کارکردهای خاک، فرایندهای طبیعی در همه اکوسیستم‌ها هستند که منافع بسیاری برای انسان مانند تولید مواد غذایی، کیفیت آب و مهار سیل از آن به‌دست‌آمده و موجب بهبود اقتصاد و کیفیت زندگی می‌گردد (USDA).

جدول ۱- ارزش مزیت‌های خاک برای انسان به تفکیک کارکردهای آن (دوران و همکاران، ۱۹۹۴)

کارکرد خاک	ارزش‌های مستقیم ^۲	ارزش‌های غیرمستقیم ^۱
چرخه عناصر مغذی	تأمین مواد مغذی به گیاهان بهبود، کارکردهای مختلف خاک با ذخیره‌سازی کربن	بهبود کیفیت آب‌وهوا کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای با ذخیره‌سازی C و N
حفظ تنوع زیستی و زیستگاه‌ها	پشتیبانی از رشد محصولات کشاورزی، گیاهان مرتع و درختان با افزایش مقاومت و انعطاف‌پذیری به استرس کاهش مقاومت در برابر آفت‌کش‌ها	کمک به حفظ تنوع ژنتیکی پشتیبانی از گونه‌های وحشی و کاهش نرخ انقراض بهبود زیبایی‌شناسی از چشم‌انداز
رابطه آب‌و‌خاک	مهار فرسایش تأمین آب رودخانه‌ها دریاچه‌ها تأمین آب برای گیاهان و حیوانات	کنترل سیل و رسوب تغذیه آب‌های زیرزمینی
تصفیه آب	توانایی حفظ سطوح نمک، فلزات و مواد مغذی در محدوده قابل تحمل به گیاهان و حیوانات	بهبود کیفیت آب‌وهوا
پایداری و پشتیبانی فیزیکی	محیط رشد گیاهان بستر احداث سازه‌ها و جاده‌ها	حفظ آثار باستانی محل دفن زباله
کارکردهای ترکیبی	حفظ حاصلخیزی	حفظ و یا بهبود کیفیت هوا و یا آب

^۱- Off-site values^۲- On site values

رویکردهای ارزش گذاری اقتصادی خاک

چهارچوب خدمات اکوسیستم

انتخاب روش تجزیه و تحلیل خدمات از نظر شرایط بیوفیزیکی به طور کامل به خدمتی که برای ارزش گذاری خاک در نظر گرفته شده، بستگی دارد به ویژه برای خدمات تنظیمی، به دست آوردن کمیت خدمات نیازمند وقت و جمع آوری داده است و پس از آن تجزیه و تحلیل اقتصادی آغاز می شود. علاوه بر این هر خدمتی در شرایط اقتصادی، زیست محیطی و اجتماعی مختلف با توجه به داده های موجود و روش های ارزیابی به یک رویکرد خاص نیاز دارد. کارکردهای زیست بوم به عنوان قابلیت فرایندها و مؤلفه های طبیعی برای فراهم کردن کالاها و خدمات مورد نیاز موجودات به صورت مستقیم و غیرمستقیم تعریف می شود. در بخش زیر، روش هایی که می توان برای هر دسته از خدمات استفاده کرد، ارائه شده است (چی، ۲۰۰۴).

ارزش گذاری خدمات تولیدی

برای خدمات تولیدی، باید مطالعاتی برای تعیین میزان محصولات تولیدی به دست آمده از منابع انجام شود، به عنوان مثال مقدار کیلوگرم میوه و یا تن چوبی که در واحد زمان برداشت شده، مشخص شود. علاوه بر این لازم است توجه شود که استفاده از یک خدمت تا چه اندازه بر ارائه خدمات زیست محیطی دیگر آن اکوسیستم اثر می گذارد، به عنوان مثال قطع درختان برای استفاده از چوب آن، دیگر خدمات زیست محیطی جنگل را به وضوح مختل می کند. در این نوع مطالعات نیاز است تا هزینه استخراج محصولات از اکوسیستم محاسبه شود که شامل هزینه نیروی کار و ابزار و تجهیزات مورد نیاز برای قطع و برداشت درختان می شود. در مورد محصولاتی که از زمین های کشاورزی به دست می آیند، ارزیابی باید نهاده های مورد نیاز برای به دست آوردن محصول را نیز در نظر بگیرد. این موضوع نه تنها شامل نیروی کار و تجهیزات که زمین، کود، آفت کش ها، بذر و غیره را هم شامل می شود (باندرا، ۲۰۰۱).

ارزش گذاری خدمات تنظیمی

در مورد خدمات تنظیمی لازم است که ماهیت دقیق عرضه خدمات و همچنین ابعاد زمانی و مکانی آن در نظر گرفته شود. دقت شاخص ها به مقیاس و هدف ارزیابی و همچنین در دسترس بودن داده ها بستگی دارد (وونادا و همکاران، ۲۰۱۱). به عنوان مثال، خدمت هیدرولوژیکی را هم می توان کاهش طغیان آب و هم افزایش میزان آب جاری در نظر گرفت. بسته به اینکه منطقه مورد نظر کجا قرار گرفته است، آیا خطر سیل منطقه را تهدید می کند یا خطرات ناشی از کمبود آب فصلی مشکل اصلی منطقه است. به طور کلی اطلاعات دقیق زیادی برای این رویکرد مورد نیاز است؛ مثلاً تعیین میزان ترسیب کربن بستگی به این دارد که هم میزان کربن در بیوماس بالای سطح زمین و هم به صورت ماده آلی درون خاک اندازه گیری شود که در آن چرخه بازیافت کربن انجام می شود.

ارزش گذاری خدمات فرهنگی

خدمات فرهنگی به شدت به زمینه های فرهنگی مردمی که خدمات را دریافت خواهند کرد بستگی دارد. این پس زمینه های فرهنگی شامل انگیزه های دینی، اخلاقی، معنوی و زیباشناختی است که بین جوامع مختلف متفاوت است. از جوامع بومی تا صنعتی، تفاوت های قابل توجهی بین تصورشان از خدمات فرهنگی وجود دارد که توسط فرهنگ های مختلف تجربه و ارزش گذاری شده است (فارلی و کستانزا، ۲۰۱۰). به منظور تعیین کمیت خدمات، نوع تعامل و تعداد افراد درگیر شاخص های مربوطه تعیین کننده هستند. نوع تعامل از بازدیدکنندگان دائمی و یا تفننی تا کسانی که بدون بازدید از آن تنها از دانستن وجود یک اکوسیستم خاص لذت می برند متفاوت است.

ارزش گذاری خدمات زیستگاہی

ارزش زیستگاہی زیست بوم ها شامل دو نوع کارکرد پناهگاہی و خزانه ای می شود. کالاها و خدمات کارکرد پناهگاہی زیست بوم که قابل ارزش گذاری است شامل حفظ گونه های مختلف گیاهی و جانوری و بانک

جامعه برای حفاظت از یک منبع طبیعی، ارزش میراثی به عنوان تمایل به پرداخت جهت حفظ منبع طبیعی برای منفعت نسل‌های آینده و ارزش انتخاب به عنوان تمایل به پرداخت در جهت حفاظت منبع طبیعی برای فرصت‌ها و فعالیت‌های مصرفی احتمالی در آینده تعریف می‌شود. ارزش اقتصادی کل یک محیط‌زیست از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$TEV = DU + IU + OV + EV \quad (1)$$

که در آن:

DU = استفاده مستقیم؛ IU = استفاده غیر مستقیم؛ OV = ارزش انتخابی؛ و EV = ارزش موجود است.

در قالب دو چهارچوب مفهومی فوق «چهارچوب خدمات اکوسیستم و چهارچوب ارزش اقتصادی کل» مجموعه‌ای از روش‌ها برای برآورد منافع اقتصادی ناشی از خدمات زیست‌بوم و هزینه‌های اقتصادی ناشی از تخریب زیست‌بوم ابداع شده‌اند. خدمات تأمینی اکوسیستم‌ها معمولاً به روش تغییر بهره‌وری ارزش‌گذاری می‌شوند (ترابی، ۱۳۹۴). در این روش، هزینه یک فرآیند تخریب سرزمین با تخمین مقدار تولید از دست رفته که باقیمت‌های بازار مقایسه می‌شود، برآورد می‌گردد. تابع تولید که تخریب سرزمین را با تولیدات کشاورزی مرتبط می‌سازند برای برآورد میزان کاهش تولید استفاده می‌شود. خدمات تأمینی اکوسیستم‌ها از طریق روش هزینه جایگزین و روش اجتناب از هزینه نیز برآورد می‌گردد. منطق نهفته در روش هزینه جایگزین، محاسبه هزینه یک آسیب خاص و تحت بررسی و برآورد آن با استفاده از هزینه معادل یا جایگزین است. به عنوان مثال اگر بخواهیم هزینه فرسایش خاک در اراضی زراعی را برآورد کنیم، لازم است که میزان هدر رفت مواد مغذی ناشی از فرسایش را محاسبه کرده و با هزینه معادل (هزینه بازسازی خاک) مقایسه کنیم. روش اجتناب از هزینه متکی به این فرضیه است که هزینه‌های اجتناب از خطر و آسیب، اندازه‌ای مساوی با ارزش خدمات اکوسیستم دارند. به

اطلاعات ژنتیکی برای حفظ تنوع بیولوژیکی و ژنتیکی از طریق سازگاری‌های محیطی می‌شود. کالاهای و خدمات کارکرد خزانه‌ای زیست‌بوم که از طریق ارزش‌های بازاری ارزش‌گذاری می‌شود شامل شکار، صید ماهی و امرارمعاش به‌وسیله کشاورزی در مقیاس کوچک و آبی‌پروری است (فارلی و کستانزا، ۲۰۱۰).

چهارچوب ارزش اقتصادی کل

رویکرد دیگر ارزیابی اقتصادی خدمات زیست‌محیطی، چهارچوب ارزش اقتصادی کل^۱ است (شکل ۱). در این رویکرد، ارزش اقتصادی کل یک منبع طبیعی به ارزش‌های مصرفی^۲ و غیرمصرفی^۳ تقسیم‌بندی می‌شود (ساروخان و آلکامو، ۲۰۰۳). طبق تعریف، ارزش‌های مصرفی از بهره‌برداری واقعی منبع طبیعی مشتق می‌شوند که شامل ارزش مصرفی مستقیم، نظیر درآمدهای حاصل از چوب، علوفه، مواد غذایی و مواد خام و ارزش مصرفی غیرمستقیم نظیر فعالیت‌های تفریحی، خدمات زیست‌محیطی و اکولوژیکی می‌باشد. ارزش‌های غیرمصرفی که به آن ارزش‌های حفاظتی^۴ نیز می‌گویند، دربرگیرنده ارزش وجودی^۵، ارزش میراثی^۶ و ارزش انتخاب^۷ است. ارزش وجودی، ارزش ذاتی یک منبع طبیعی و یا ارزشی است که مردم فقط برای شناخت موجودیت منبع طبیعی قائل‌اند حتی اگر هرگز آن را نبینند یا استفاده نکنند. ارزش میراثی یا ارزش نسل‌های آینده، مطلوبیت ناشی از آگاهی افراد در نگهداری دارائی منبع طبیعی برای نسل‌های آینده است و ارزش انتخاب، شاخصی از درجه ترجیح افراد برای حفظ یک منبع طبیعی در برابر استفاده احتمالی افراد در آینده است؛ به عبارت دیگر، ارزش وجودی به عنوان تمایل به پرداخت^۸ افراد

¹- Total Economic Value (TEV)

²- Use values

³- Non-use values

⁴- Preservation value

⁵- Existence value

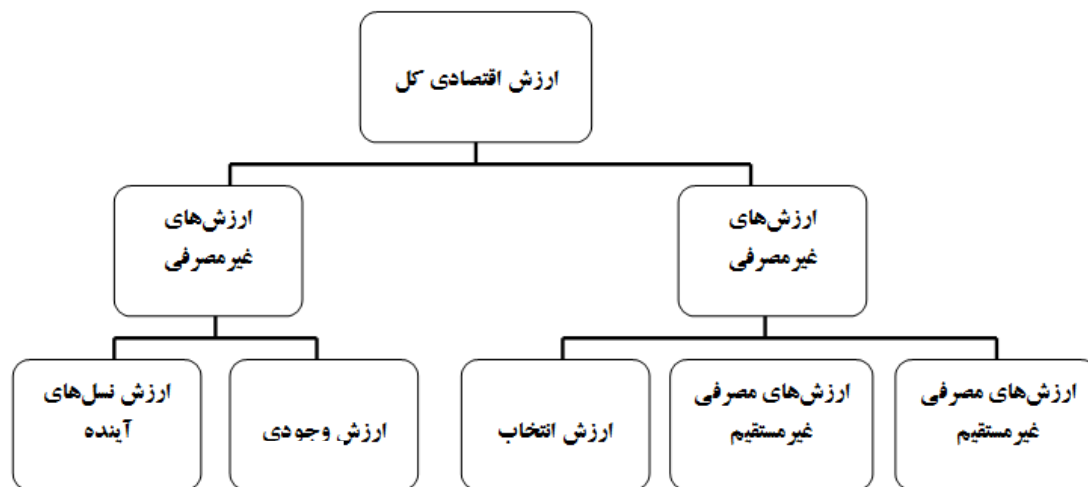
⁶- Bequest value

⁷- Option value

⁸- Willingness-to-pay (WTP)

می توان از طریق برآورد آسیب های وارد شده در صورت وقوع سیلاب تخمین زد.

عنوان مثال، اگر جنگلی از مناطق مسکونی مجاورش در برابر سیلاب محافظت نماید، هزینه تخریب جنگل را



شکل ۱- چهارچوب ارزش اقتصادی کل (ساروخان و آلکامو، ۲۰۰۳)

منطق نهفته در روش هزینه جایگزین، محاسبه هزینه یک آسیب خاص و تحت بررسی و برآورد آن با استفاده از هزینه معادل یا جایگزین است. به عنوان مثال اگر بخواهیم هزینه فرسایش خاک در اراضی زراعی را برآورد کنیم، لازم است که میزان هدر رفت مواد مغذی ناشی از فرسایش را محاسبه کرده و با هزینه معادل (هزینه بازسازی خاک) مقایسه کنیم. روش اجتناب از هزینه متکی به این فرضیه است که هزینه های اجتناب از خطر و آسیب، اندازه ای مساوی با ارزش خدمات اکوسیستم دارند. به عنوان مثال، اگر جنگلی از مناطق مسکونی مجاورش در برابر سیلاب محافظت نماید، هزینه تخریب جنگل را می توان از طریق برآورد آسیب های وارد شده در صورت وقوع سیلاب تخمین زد.

خدمات تنظیمی مانند نگهداشت آب و عناصر غذایی در خاک و ترسیب کربن را می توان از طریق برآورد میزان مواد غذایی حفظ شده در خاک و میزان کربن ترسیب شده در یک منطقه و ضرب آن در قیمت بازاری مواد مغذی و کربن ارزش گذاری نمود.

ارزش وجودی و خدمات فرهنگی اکوسیستم مانند گردشگری عمدتاً از طریق روش های پرسشنامه ای

ارزش اقتصادی کل یک محیط زیست از رابطه زیر محاسبه می شود:

$$TEV = DU + IU + OV + EV \quad (۱)$$

که در آن:

DU = استفاده مستقیم ؛ IU = استفاده غیر مستقیم؛ OV = ارزش انتخابی؛ و EV = ارزش موجود است.

در قالب دو چهارچوب مفهومی فوق « چهارچوب خدمات اکوسیستم و چهارچوب ارزش اقتصادی کل » مجموعه ای از روش ها برای برآورد منافع اقتصادی ناشی از خدمات زیست بوم و هزینه های اقتصادی ناشی از تخریب زیست بوم ابداع شده اند. خدمات تأمینی اکوسیستم ها معمولاً به روش تغییر بهره وری ارزش گذاری می شوند (ترابی، ۱۳۹۴). در این روش، هزینه یک فرآیند تخریب سرزمین با تخمین مقدار تولید از دست رفته که باقیمت های بازار مقایسه می شود، برآورد می گردد. تابع تولید که تخریب سرزمین را با تولیدات کشاورزی مرتبط می سازند برای برآورد میزان کاهش تولید استفاده می شود. خدمات تأمینی اکوسیستم ها از طریق روش هزینه جایگزین و روش اجتناب از هزینه نیز برآورد می گردد.

مانند رویکرد ترجیحات اظهار شده برآورد می‌گردند. روش‌های ترجیحات اظهار شده مانند روش انتخاب تجربی یا روش ارزش‌گذاری مشروط، تمایل به پرداخت افراد برای بهبود محیط‌زیست یا تمایل به پذیرش هزینه برای تخریب محیط‌زیست را تعیین می‌کنند.

سابقه تحقیق

تحقیقات متعددی در زمینه برآورد ارزش خاک در ایران و جهان انجام شده است. یکی از رایج‌ترین روش‌های برآورد ارزش خاک بر حسب ارزش مهم‌ترین عناصر غذایی موجود در خاک است. از میان عناصر غذایی خاک برخی از اهمیت بیشتری برای گیاه برخوردارند و کمبود آن‌ها عوارض مشخصی برای رشد گیاه به همراه خواهد داشت، سه عنصر نیتروژن، فسفر و پتاسیم، از عناصر بسیار مهم در فرآیند حاصلخیزی خاک محسوب می‌شود و بر میزان تولید تأثیر بسزایی می‌گذارند (گولاتی و رای، ۲۰۱۴). در بسیاری از تحقیقات ملاک برآورد ارزش خاک محاسبه ارزش سه عنصر کلیدی فوق‌الذکر در خاک‌های منطقه بوده است (ابراهیمی، ۱۳۷۸ و بختیاری، ۱۳۸۶ و ژئو و تیسدل، ۲۰۰۱). عناصر غذایی پرمصرف از جمله مهم‌ترین عوامل محدودکننده رشد در خاک به شمار می‌روند به‌طوری‌که اگر گیاهی دچار کمبود در هر یک از این سه عنصر غذایی شود جذب سایر عناصر غذایی کم‌مصرف نیز در آن با اختلال مواجه خواهد شد بنابراین به‌شدت بر کاهش تولید تأثیر می‌گذارند (ملکوتی و طهرانی، ۱۳۷۸). تحقیقات پناهی (۱۳۸۴) در سه ناحیه از جنگل‌های خزری ارزش هر هکتار جنگل در حفاظت از مواد مغذی خاک را معادل ۶/۹۲ میلیون ریال در هکتار نشان می‌دهد. همچنین نتایج مطالعات بختیاری (۱۳۸۶) نشان می‌دهد هر هکتار جنگل از وارد آمدن سالانه ۱۳۱۵۶۶/۷ ریال خسارت ناشی از فرسایش خاک و هدر رفت سه عنصر غذایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم در مناطق جنگلی زاگرس جلوگیری می‌کند. در تحقیقی در جنگل‌های آمیخته پهن‌برگ و سوزنی‌برگ در چین ارزش

نگهداشت سه عنصر NPK به میزان ۳۱/۲۵ دلار در هکتار در سال برآورد شده است (ژئو و تیسدل، ۲۰۰۱). مطالعات گوو و همکاران (۲۰۰۱) این مقدار را معادل ۵۳/۶ دلار در هکتار برای جنگل‌های استان زینگشان چین نشان می‌دهد. در پژوهش (ریچاردستون و کینگ، ۱۹۹۶) در هندوستان مقدار هدر رفت عناصر غذایی ازت، فسفر و پتاسیم در اثر کاهش پوشش و رخداد فرسایش خاک، به‌طور متوسط برابر ۸۲، ۴۷ و ۶۵ کیلوگرم در هکتار در سال برآورد شده است. بر پایه آمار فائو (۱۹۹۵) به‌طور متوسط، سالانه ۳۶۰۰ دلار خسارت در اثر هدررفت عناصر غذایی N,P,K به هر کشاورز وارد می‌شود. حسین و بادولا (۲۰۰۸) نیز ارزش هر هکتار از جنگل‌های مانگرو را از نظر نگهداری عناصر غذایی پرمصرف خاک در هندوستان ۲۳۲ دلار برآورد کرده‌اند.

در یک منطقه اقلیمی معین فرسایش خاک گذشته از اینکه از مهم‌ترین عوامل محدودکننده در ارزیابی توان و تعیین کاربری مناسب خاک است، سبب از بین رفتن منابع آب نیز می‌شود، زیرا با از دسترس خارج شدن خاک، آب مکانی برای نفوذ و ذخیره نمی‌یابد (باربیر و بیشاپ، ۱۹۹۵).

به موازات رشد جمعیت در طی دهه‌های اخیر و افزایش تعداد دام و گسترش تخریب جنگل‌ها به‌منظور توسعه زمین‌های کشاورزی و تأمین سوخت موجب افزایش فقر و بیکاری آشکار و پنهان جوامع محلی شده و از این راه، شرایط لازم را برای تشدید بهره‌برداری‌های بی‌رویه از منابع محیطی فراهم آورده است. به نظر می‌رسد که آگاهی از ارزش واقعی این منابع و رایگان تلقی نکردن آن‌ها می‌تواند تا حد زیادی از تخریب و نابودی آن‌ها جلوگیری کند، چرا که تصمیم‌گیری‌ها و سیاست‌گذاری‌ها نیز اغلب بر اساس معیارهای اقتصادی صورت می‌گیرند پناهی (۱۳۸۴). بر این اساس موسوی (۱۳۹۰) سه نوع کارکرد حفظ حاصلخیزی، کنترل رسوبات و کاهش میزان از دست رفتن اراضی را در مراتع نیمه استپی حوزه آبخیز طالقان با وسعت ۳۸۸۹۸/۲ هکتار، مورد بررسی قرار داد.

نتایج نشان داد که کارکرد کنترل رسوبات بیشترین ارزش اقتصادی را دارا بوده و ۶۲/۹ درصد از ارزش کل کارکرد حفاظت خاک را شامل می‌شود به‌طوری‌که ارزش کل کارکرد حفاظت خاک برابر ۴۱۵/۲۵ میلیون ریال در سال و ارزش هر هکتار مرتع ۱۵۹۹۵/۲ ریال برآورد شده است. پیشرفت در تخمین ارزش خاک به دنبال ارائه معادله جهانی فرسایش خاک (USLE) توسط ویشمایر و اسمیت (۱۹۷۸) برای برآورد فرسایش خاک و تخمین بهتری از هدر رفت عناصر غذایی در اثر فرسایش به دست آمد. اولین بار بنت (۱۹۹۳) در امریکا ارزش خاک را با استفاده از روش هزینه جایگزینی عناصر مغذی خاک در اثر رخداد فرسایش با استفاده از قیمت تجاری کودهای شیمیایی قابل جانشین برآورد نمود. در تحقیق استوکینگ (۱۹۸۶) هم با استفاده از این روش و با برآورد هزینه هر تن هدررفت خاک، ارزش هدررفت مواد آلی و مغذی خاک مشخص شد. برخی دیگر از محققین علاوه بر موارد ذکر شده، ارزش هزینه هدررفت نیتروژن و فسفر را نیز محاسبه نموده‌اند (هین، ۲۰۰۷ و مونتانا، ۲۰۰۷). برتول و همکاران (۲۰۰۷) ارزش پتاسیم و برخی دیگر مانند سارسینلی و همکاران (۲۰۰۹) هم علاوه بر موارد ذکر شده ارزش عناصر منیزیم و کلسیم را نیز محاسبه نموده‌اند. کومار (۲۰۰۳) با بررسی جنگل‌های هند هزینه‌ای معادل ۴۷۵ دلار در هکتار را برای جبران کاهش ارزش خاک بر اثر فرسایش به روش هزینه جایگزین برآورد نموده است.

مطالعات آمو و همکاران (۲۰۰۰) هزینه لازم برای حفاظت مواد مغذی خاک را برای جنگل‌های گواتمالا معادل ۱۲ تا ۴۰ دلار در هکتار در سال با استفاده از دو روش هزینه جایگزین و هزینه اجتناب شده تخمین زده است. در مطالعه دیگری نیز بان (۱۹۹۸) رقم ۶ دلار در هکتار را برای ارزش حفاظت از مواد مغذی خاک با استفاده از روش هزینه جایگزین به دست آورد. در مطالعه وارد و همکاران (۲۰۰۹) در خلیج بیتونی اندونزی، ارزش عملکرد حفظ و نگهداری عناصر غذایی با کاهش

فرسایش خاک و با استفاده از روش هزینه فرصت از دست رفته، معادل ۸۰۰ دلار برآورد شده است. لی و همکاران (۲۰۰۶) نقش پوشش گیاهی در حفظ حاصلخیزی خاک، کاهش میزان از دست رفتن اراضی و کاهش تجمع رسوبات را با استفاده از روش‌های قیمت‌گذاری بازاری مانند هزینه فرصت و هزینه جایگزینی ارزش‌گذاری نمودند. حاجی‌صالح‌اوغلو و همکاران (۲۰۱۰) نیز ارزش اقتصادی فرسایش خاک را بر اساس خاک فرسایش یافته و محتوی عناصر غذایی آن و با توجه به قیمت بازاری این عناصر در شمال شرق ترکیه، مطالعه کردند. کرو و همکاران (۱۹۸۸) هزینه مستقیم فرسایش خاک را در حوزه‌های آبخیز ماگات و پانتابانگان واقع در فیلیپین با روش هزینه جایگزین برآورد کردند. به این صورت که با استفاده از روش MUSLE میزان فرسایش خاک را برابر ۲۱۹ تن در هکتار در سال و مقدار کل هزینه فرسایش خاک را معادل ۳۳۹۲ پزو (۰/۸۰ دلار امریکا) محاسبه نمودند.

بختیاری و همکاران (۲۰۰۹) ارزش اقتصادی کارکرد حفظ و نگهداشت عناصر غذایی در منطقه سبزکوه را با استفاده از روش EPM برآورد و سپس مقدار هدررفت نیتروژن، فسفر و پتاسیم را با استفاده از روش هزینه جایگزینی عناصر غذایی محاسبه نمودند. نتایج مطالعه نشان داد که عملیات حفاظت از خاک در هر هکتار از اراضی، سالانه ۴۵۲/۱۹ کیلوگرم از نیتروژن، فسفر و پتاسیم، به ارزش تقریبی ۹۹۶ هزار ریال را نگهداری و از هدررفت آن در اثر فرسایش جلوگیری نموده است. رایف (۲۰۱۰) به‌منظور تعیین ارزش خدمات اکوسیستمی خاک در جنوب شرقی ایالت پنسیلوانیا در امریکا، هدررفت خاک را با استفاده از مدل USLE در محیط GIS محاسبه و هزینه برداشت رسوب را ۱۲۹/۰۲۴ دلار در هکتار در سال برآورد نمودند. گولانی و رای (۲۰۱۴) با برآورد ۵۹۰ کیلوگرم هدررفت مواد مغذی خاک از سطح حوزه آبخیز چوتاناگپور در هند، هزینه هدررفت مواد مغذی خاک (نیتروژن، فسفر و پتاسیم) را

اقتصادی بخش‌های دیگر خواهد انجامید؛ به عبارت دیگر، هزینه فرسایش خاک گویای اختلاف بین ارزش‌های فعلی بازدهی‌های خالص مالی نظام‌های جایگزین کاربری اراضی با درجات مختلف فرسایش خواهد بود. البته در این اختلاف، عوامل دیگری مثل انتخاب محصول زراعی، مدیریت زراعی و نیز ابعاد فرسایش هم نقش‌آفرینی می‌کند.

از سوی دیگر با اطلاق نهاده به خاک، جهت کسب ستانده‌های کشاورزی موردنظر، محاسبه‌هزینه‌ها و قیمت‌های بازاری برای جانشین کردن نهاده خاک از دست رفته با نهاده‌های مصنوعی جبران‌کننده یا کودهای مصنوعی رکن اصلی روش‌شناسی در ارزیابی خواهد بود که با رویکرد هزینه جایگزینی هم معرفی می‌شود. در صورت تمرکز بر اثرات فرسایش بر روی حاصلخیزی خاک، برای اجرای آن، باید میزان کاهش در محصولات کشاورزی دارای قیمت‌های بازاری را اندازه‌گیری کرد؛ بنابراین هر مطالعه‌ای در زمینه ارزش‌گذاری اقتصادی خاک، دربرگیرنده دو بخش ساختاری است: یکی، کمی‌سازی کارکردها و خدمات و دیگری تلاش برای تقویم ارزش اقتصادی آن‌ها از طریق محاسبات مالی و ارزش‌های پولی. در این زمینه، باید ارزش استفاده‌های مستقیم و غیرمستقیم را به ارزش‌های مبادله‌ای تبدیل کرد که برای سیاست‌گذاران، برنامه‌ریزان و جوامع محلی بهره‌بردار، زبانی آشنا و قابل فهم باشد (سعید، ۱۳۸۰)؛ اما استفاده از قیمت‌های بازاری برای کارکردهای اکوسیستمی دارای دشواری‌های زیادی است؛ زیرا این خدمات در بازار عرضه نمی‌شوند و ارزش‌گذاری آن‌ها نیاز به رویکردهای متفاوتی دارد (مبرقی و همکاران، ۱۳۸۸).

عیسی‌زاده و همکاران (۱۳۹۱) انواع روش‌های ارزش‌گذاری کالاهای غیر بازاری را به شرح جدول ۲ ارائه کرده‌اند. در این جدول روش‌های ردیف اول هزینه مبنا بوده و قابلیت ارزش‌گذاری پولی را دارند.

۱۳۷ دلار در هکتار برآورد کردند. نور و همکاران (۲۰۱۳) کاهش ارزش اقتصادی خاک بر اثر فرسایش در حوزه آبخیز لرستان را با استفاده از روش جایگزینی مواد غذایی، کل میزان فرسایش در منطقه با استفاده از روش MPSIAC برابر ۱۰۷۵۰۰/۶ تن در سال، برآورد نمودند. کاهش ارزش اقتصادی خاک بر اثر فرسایش در منطقه مورد مطالعه با استفاده از روش جایگزینی مواد غذایی برای سه عنصر اصلی (نیتروژن، فسفر، پتاسیم) محاسبه و هزینه فرسایش مستقیم خاک حوزه آبخیز ۶۰۳ میلیارد ریال برآورد گردید.

در برخی دیگر از مطالعات، ارزش اقتصادی خاک بر اساس میزان کاهش تولید محصولات مهم استراتژیک در یک منطقه خاص مانند گندم، جو، ذرت و سویا با استفاده از یک تابع رگرسیون برآورد گردید. در این شیوه از محاسبه، هزینه برآورد شده در واقع درآمدی است که تولیدکننده از دست داده است که به هزینه خسارت اجتناب شده موسوم است (قربانی و حسینی، ۲۰۰۵ و رودریگز، ۲۰۰۵).

پس از بررسی اهمیت ارزش اقتصادی خاک از نقطه نظرات متفاوت و بر اساس کارکردهای مختلف آن در اکوسیستم، برای کمی‌سازی این کارکردها، در زیر روش‌های تجربی مورد استفاده برای ارزش‌گذاری اقتصادی خاک، مزایا و کاستی‌های آن‌ها ارائه شده است.

روش‌های برآورد ارزش خاک

برای تخمین ارزش خاک، اغلب رویکردهای مبتنی بر اندازه‌گیری ابعاد تخریب محیط‌زیست پیشنهاد شده‌اند. برای مثال (باربیر و فرانسیسکو، ۱۹۹۸) استفاده از رویکرد هزینه فرصت را برای برآورد ارزش خاک بر اثر فرسایش توصیه می‌کند و آن را معادل با از دست رفتن سودآوری سامانه‌های کشاورزی در درازمدت می‌داند که به عدم تشویق سرمایه‌گذاری در تولیدات کشاورزی و هدایت سرمایه‌ها به سوی فعالیت‌های

جدول ۲- انواع روش‌های ارزش‌گذاری کالاهای غیر بازاری (عیسی‌زاده و همکاران، ۱۳۹۱)

۱. تمایل به پرداخت نسبت داده شده یا رهیافت‌های مبتنی بر هزینه یا مبتنی بر بازار	
Damage Cost Avoid Method	الف) روش هزینه اجتناب از خسارت
Household Production	ب) تولیدات خانگی
Replacement Cost Method	ج) روش هزینه جایگزین
Substitute Cost Method	د) روش هزینه جانشین
Opportunity Cost Method	ه) روش هزینه فرصت
Valuation of Human Capital	و) روش هزینه بیماری یا ارزش‌گذاری سرمایه انسانی
Changes in Productivity Method	ز) روش تغییر در بهره‌وری
۲. تمایل به پرداخت بیان شده با رهیافت‌های بازار فرضی	
Contingent Valuation Method	الف) روش ارزش‌گذاری مشروط
Referendum Contingent Valuation	✓ ارزش‌گذاری مشروط انتخابی
Open-ended Contingent Valuation	✓ ارزش‌گذاری مشروط انتهاباز
Multi- Attribute Valuation	ب) ارزش‌گذاری ویژگی‌های چندگانه
Bested Preference: Contingent Analysis	۱) مبتنی بر ترجیحات: تحلیل‌های مشترک
Rating Contingent Valuation	✓ روش درجه‌بندی مشروط
Paired Comparison	✓ مقایسه زوج‌ها
Choice Based: Choice Modeling	۲) مبتنی بر انتخاب: الگوسازی انتخاب
Ranking Contingent	✓ رتبه‌بندی مشروط
Choice Experiment	✓ آزمون انتخاب
۳. تمایل به پرداخت آشکار شده یا رهیافت‌های بازار جایگزین	
Wage Differential Method	الف) روش دستمزد ناهمگن
Market Price Method	ب) روش قیمت بازار
Hedonic Price Method, or Property Value Method	ج) روش قیمت‌گذاری براساس لذت‌گرایی یا روش ارزش ملک
Travel Cost Method	د) روش هزینه سفر
Production Function Method	ه) روش بهره‌وری یا روش تابع تولید
۴. انتقال منافع	

روش هزینه جایگزین

منطق نهفته در این روش، محاسبه هزینه یک آسیب خاص و همچنین برآورد آن با استفاده از هزینه معادل یا جایگزینی است (گرشاسبی و همکاران، ۱۳۹۲). به‌عنوان مثال اگر در نظر باشد خطر فرسایش خاک را در مزرعه تخمین یا برآورد شود، لازم است که از دست رفتن مواد مغذی ناشی از فرسایش محاسبه‌شده و با استفاده از هزینه معادل یعنی هزینه بازسازی خاک و با توجه به اقدامات زیر در آن جایگزین گردد:

با توجه به مطالب بالا روش‌های مختلفی که برای برآورد ارزش خاک استفاده می‌شود در بیشتر موارد روش‌های هزینه مبنا می‌باشند. از بین این روش‌ها، روش‌های هزینه جایگزینی^۱، هزینه فرصت از دست رفته^۲ و هزینه خسارت اجتناب‌شده^۳ و هزینه جانشین^۴ از جمله روش‌های است که در ارزش‌گذاری خاک و کارکردهای آن بیشتر بکار می‌رود و در زیر تشریح شده‌اند:

1- Replacement Cost Method

2- Opportunity Cost Method

2- Damage Cost Avoided Metho

3- Replacement Cost

الف) برآورد میانگین خاک از دست رفته در هر هکتار برای مناطق شاهد

ب) برآورد کاهش مواد مغذی قابل جبران خاک

ج) ارزش گذاری مواد از دست رفته مغذی خاک در هر هکتار با در نظر گرفتن هزینه حاصلخیزی جایگزین در بازار (عمدتاً کاهش عناصر غذایی اصلی نیتروژن، فسفر و پتاسیم)

پس از تعیین مقدار رسوب خاک، کل مواد غذایی از دست رفته خاک به دلیل فرسایش در سال n ام با استفاده از رابطه ۲، برآورد می‌شود:

$$Dun = S \times M \quad (2)$$

در رابطه فوق:

Dun : مقدار عنصر u از دست رفته در سال n ام

S : میزان رسوب خاک

Mn : درصد هریک از عناصر مورد نظر در رسوب می‌باشد.

جمع کل هدررفت مواد غذایی در سال n ام از رابطه ۳ برآورد می‌شود:

$$An = DnN + DnP + DnK \quad (3)$$

با در نظر گرفتن قیمت کودهای جانشین برای جبران عناصر از دست رفته خاک، ارزش اقتصادی عناصر با استفاده از رابطه ۴ محاسبه می‌شود (جینگ و ژی یوان، ۲۰۱۱ و مولایی، ۱۳۸۸).

$$V = (PNDN + PPDP + PK) \quad (4)$$

در رابطه بالا:

PN, PP, PK ، به ترتیب قیمت کودهای جانشین برای

عناصر پتاسیم، فسفر و نیتروژن و V ارزش اقتصادی کل عناصر می‌باشد (بیشاپ، ۱۹۹۹).

هزینه فرصت از دست رفته

در این روش هزینه یک خطر خاص از طریق مقدار تولید از دست رفته که با قیمت‌های بازار مقایسه می‌شود، برآورد می‌گردد. به عنوان مثال، اگر هدف برآورد

ارزش اقتصادی تولید محصول از دست رفته در اثر فرسایش خاک در محل مدنظر باشد، نسبت به برآورد و اندازه‌گیری تولید محصولات در دو گزینه با فرسایش خاک و بدون فرسایش خاک مقایسه شده و سپس تغییرات میزان محصول به دست می‌آید (ژو و همکاران، ۲۰۰۱). روش محاسبه به این صورت است که مساحت اراضی معادل خاک حفظ شده در اثر وجود (مثلاً پوشش مرتعی) از تقسیم حجم خاک حفظ شده (AT) بر عمق مناسب کشت (d) قابل محاسبه است. متوسط سود سالانه کشت دیم به عنوان هزینه فرصت کاهش میزان از دست رفتن اراضی در نظر گرفته شده و برای محاسبه ارزش این کارکرد از رابطه ۵ استفاده می‌گردد.

$$ES = ((AT/d)/10000) * BR \quad (5)$$

که در آن:

ES ارزش کارکرد کاهش میزان از دست رفتن اراضی و BR سود خالص سالانه هر هکتار کاربری (دیم‌کاری) در منطقه است.

همچنین به منظور برآورد ارزش اقتصادی کارکرد کنترل رسوب و کاهش رسوب‌گذاری در سد مخزنی، هزینه ساخت هر مترمکعب از ظرفیت این سد به عنوان هزینه فرصت این کارکرد منظور می‌تواند گردد.

هزینه خسارت اجتناب شده

در این روش، هزینه‌های اعمال شده برای جلوگیری از زیان‌ها در نبود خدمات تنظیمی اکوسیستم به کار می‌رود. این روش متکی بر این فرضیه است که هزینه‌های اجتناب از خطر و آسیب، اندازه‌ای مساوی با ارزش اکوسیستم دارند (گرشاسبی و همکاران، ۱۳۹۲). روش هزینه خسارت اجتناب شده با جلوگیری از خطر (مثلاً سیل) از ارزش محصول محافظت شده استفاده می‌کند و یا از هزینه اقدام صورت گرفته به منظور اجتناب از آسیب‌ها، به عنوان معیاری از سودهای ارائه شده به وسیله یک اکوسیستم بهره می‌برد. به عنوان مثال، اگر اراضی زراعی مجاور مسیل‌ها با عملیات حفاظتی سازه‌ای یا بیولوژیکی در برابر سیلاب حفاظت شود، سودهای

حاصل از محافظت در برابر سیلاب را می‌توان از طریق آسیب‌های اجتناب شده (جلوگیری شده) برآورد کرد.

هزینه جانشین

این روش معمولاً با عنوان روش هزینه سفر (TCM)، به عنوان ابزاری مناسب جهت ارزش‌گذاری اقتصادی مکان‌های تفرجی محسوب می‌شود (هانلی و اسپاش، ۱۹۹۳). این روش که نمونه‌ای از روش‌های بازار جانشین محسوب می‌شود، از قیمت‌های واقعی بازار برای قیمت‌گذاری ویژگی‌های غیر بازاری محیط‌زیست، استفاده می‌کند (وزیری دفتری، ۲۰۰۰) و اغلب به عنوان روشی غیرمستقیم برای برآورد منافع تفرجی حاصل از گردشگاه‌هایی مانند سواحل، مکان‌های تاریخی و طبیعی و دیگر مکان‌های تفرجی بکار می‌رود (چن و همکاران، ۲۰۰۴).

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان می‌دهد ارزش‌گذاری کالاها و خدمات ناملموس محیط‌های طبیعی امروزه از اهمیت فزاینده‌ای برخوردار شده و ابعاد محلی، ملی و بین‌المللی آن در بحث‌های مربوط به تخریب منابع طبیعی به‌طور اعم و خاک به‌طور اخص، جایگاه ویژه‌ای یافته است. برای ساماندهی رویه‌های تصمیم‌گیری در مورد استفاده از منابع تحت اختیار، هم باید هزینه‌ها و فایده‌های قابل کمی سازی کالاها و خدمات مبادله‌ای را به پول تقویم کرد و هم هزینه‌ها و فایده‌های غیر بازاری و نامحسوسی که تاکنون ارزش آن‌ها فقط از حیث مصرفی مورد توجه بوده، در محاسبات اقتصادی مربوط گنجانده شود.

خاک وظیفه انجام کارکردهای زیادی در محیط‌زیست دارد که برای زندگی انسان ضروری است. این کارکردها علاوه بر ارائه مواد غذایی، زیست‌توده و مواد خام و خدماتی مانند نقش زیستگاه و پایگاه ژنی، ذخیره آب، عملکردهای اجتماعی و فرهنگی را هم انجام می‌دهد که ارزش اقتصادی قابل توجهی نیز دارد ولی

توجه کافی و لازم به آن نشده است. هر گونه مطالعه‌ای در زمینه ارزش‌گذاری اقتصادی خاک، دربرگیرنده دو بخش ساختاری شامل کمی‌سازی کارکردها و خدمات و تقویم ارزش اقتصادی آن‌ها می‌باشد. در این صورت، ارزش استفاده‌های مستقیم و غیرمستقیم به ارزش‌های مبادله‌ای تبدیل می‌شود؛ اما استفاده از قیمت‌های بازاری برای کارکردهای اکوسیستمی دارای دشواری‌های زیادی است زیرا این خدمات در بازار عرضه نمی‌شوند و ارزش‌گذاری آن‌ها نیاز به رویکردهای متفاوتی دارد. با اطلاق نهاد به خاک، جهت کسب ستانده‌های کشاورزی موردنظر، محاسبه هزینه‌ها و قیمت‌های بازاری برای جانشین کردن نهاد خاک از دست رفته با نهاد‌های مصنوعی جبران‌کننده یا کودهای مصنوعی رکن اصلی روش شناسی در ارزیابی خواهد بود.

در حال حاضر ارزش‌گذاری اقتصادی محیط‌زیست و منابع خاکی به‌عنوان یکی از ارکان اصلی تشکیل‌دهنده آن در قالب دو چهارچوب مفهومی فوق «چهارچوب خدمات اکوسیستم و چهارچوب ارزش اقتصادی کل» انجام می‌گیرد و در این راستا مجموعه‌ای از روش‌ها برای برآورد منافع اقتصادی ناشی از خدمات زیست‌بوم و هزینه‌های اقتصادی ناشی از تخریب زیست‌بوم ابداع شده‌اند که در بیشتر موارد روش‌های هزینه مبنا می‌باشند و شامل برآورد هزینه جایگزینی^۱، هزینه فرصت از دست رفته^۲ و هزینه خسارت اجتناب شده^۳ و هزینه جانشین است.

بررسی نحوه اجرای این روش‌ها و ملزومات آن مانند مقادیر عناصر مغذی خاک، کاربری اراضی و عملیات حفاظت خاک و آبخیزداری نشان می‌دهد که کلیه این ملزومات در کشور در دسترس بوده و اجرای این روش‌ها امکان‌پذیر است. ویژگی اصلی این روش‌ها این است که مزایای ملموس‌تر و واضح‌تر و اهمیت بنیادین و نگرانی‌های غیرقابل برگشت از کالاهای زیست‌محیطی را

^۱ -Replacement Cost Method

^۲ -Opportunity Cost Method

^۳ -Damage Cost Avoided Metho

قیمت‌گذاری، هرگز در جایی محاسبه نمی‌شود. این مسئله در محاسبات اقتصادی منجر به اتلاف منابع طبیعی می‌شود که متأسفانه این جریان تنها در خصوص فعالیت‌های بخش کشاورزی صادق است. در میان فعالیت‌های بخش کشاورزی زیر بخش‌هایی که با منابع طبیعی تجدیدشدنی نظیر جنگل، مرتع، ذخایر آبی و خاک مواجه هستند بیشتر از سایر فعالیت‌ها از چنین مسئله‌ای در حساب‌های ملی لطمه می‌خورند.

نشان می‌دهد. مشکل اصلی در استفاده از روش‌ها ارزش‌گذاری خاک برآورد ارزش برای مزایای غیرمستقیم و غیر بازاری است. لذا باید در استفاده از سیستم اندازه‌گیری به عنوان مثال ارزش پولی در ارزیابی محیط‌زیست باید احتیاط شود. چرا که تنها آن قسمت از درآمدها که توسط سرمایه و نیروی کار به دست می‌آید مورد توجه قرار می‌گیرد. در حالی که درآمدهای حاصله از منابعی که به رایگان بکار گرفته می‌شود به دلیل عدم

فهرست منابع

۱. ابراهیمی، ر.، ۱۳۷۸. بررسی مقدار هدررفت عناصر غذایی پرمصرف NPK در اثر فرسایش در اراضی چای‌کاری شرق گیلان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد دانشکده کشاورزی دانشگاه تربیت مدرس. ۱۳۹ صفحه.
۲. بختیاری، ف.، ۱۳۸۶. ارزش‌گذاری اقتصادی منابع خاک جنگل زاگرس، مطالعه موردی عرصه‌های جنگلی منتخب استان چهارمحال و بختیاری. پایان‌نامه کارشناسی ارشد رشته محیط‌زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران. ۱۵۷ صفحه.
۳. پناهی، م.، ۱۳۸۴. ارزش‌گذاری اقتصادی جنگل‌های خزری. مطالعه موردی در سه حوضه جنگلداری چوب و کاغذ مازندران خیرود کنار و چوب و کاغذ گیلان. رساله دکتری دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران. ۲۹۴ صفحه.
۴. ترابی، س.، ۱۳۹۴. آشنایی با ارزش‌گذاری اقتصادی مواهب طبیعی (مروری بر اقدامات پروژه منارید)، سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور. ۷۵ صفحه.
۵. سکوتی اسکویی، ر.، ۱۳۹۰. مقدمه‌ای بر فرسایش قابل قبول خاک و روش‌های اندازه‌گیری آن، انتشارات پلک، ۱۲۰ صفحه.
۶. سکوتی اسکویی، ر.، غلام آزاد، س.، قائمیان، ن.، ۱۳۹۳. ارزیابی تخریب خاک به روش GLASOD، مطالعه موردی دشت ارومیه نشریه علمی-ترویجی مدیریت اراضی، دوره ۲، شماره ۲: ۱۶۹-۱۶۱
۷. گرشاسبی، پ.، رجب‌نژاد، س.، خانی، ش.، ۱۳۹۲. بررسی نقش ارزش فرصت زمین در احیای حوزه‌های آبخیز، نشریه آبخیزداری، سال اول، شماره ۱: ۱۹-۲۶.
۸. ملکوتی، م.، ج.، طهرانی، م.، ج.، ۱۳۷۸. نقش ریزمغذی‌ها در افزایش عملکرد و بهبود کیفیت محصولات کشاورزی. انتشارات دانشگاه تربیت مدرس. تهران. ۳۲۰ صفحه.
۹. یگانه، ح.، آذرینوند، ح.، صالح، ا.، ارزانی، ح.، امیرنژاد، ح.، ۱۳۹۵. برآورد ارزش اقتصادی کارکرد حفاظت خاک مطالعه موردی: تهم زنجان، فصلنامه علمی-پژوهشی تحقیقات مرتع و بیابان ایران، جلد ۲۳، شماره ۱: ۱۷۶۱۶۱.
10. Agha-razi, H., Ghoddousi, J., 2001. The relationship between land use and slope with soil erosion and sedimentation, National Conference on Land Management- Soil Erosion and Sustainable Development, Arak. Pages 179-191
11. Amirnejad, H., 2005. Total economic value of Iran Northern Forests emphasizing on ecological and environmental services, case study: Nowshahr Forests, PhD. Thesis, Tarbiat Modarres University, 269p.

12. Ammour, T.; Windevoxhel, N., Sencion, G., 2000. Economic valuation of mangrove ecosystems and subtropical forests in Central America, in M. Dore and R. Guevara (eds), *Sustainable Forest Management and Global Climate Change*. Cheltenham: Edward Elgar. 166-197.
13. Bakhtiari, F., Panahi, M., Karami, M., Ghoddusi, J., Mashayekhi Z. Pourzadi. M., 2009. Economic valuation of soil nutrients retention function of Sabzkouh forests, Volume 1, Issue 1, spring 2009, Pages 69-81.
14. Bandara, J.S., 2001 . Environmental cost of soil erosion in Sri Lanka: tax/subsidy policy options. *Environmental Modelling & Software*. 16(6): p. 497-508.
15. Bann, C., 1998. Turkey Forest Sector Review. Global Environmental Overlays Program. Final Report Washington DC: World Bank.
16. Barbier, E., Bishop, J.T., 1995. Economic Values and Incentives Affecting Soil and Water Conservation in Developing Countries, *Journal of Soil Water Conservation*, 45 (4):133-137.
17. Bennett, H.H., 1933. The cost of soil erosion, *Journal of Ohio Society*, 33:271-279.
18. Bertol, I., Cogo, N.P., Schick, J., Gudagnin J.C., Amaral, A.J... 2007. Financial aspects of nutrient losses by water erosion in different soil management systems. *Revista Brasileira de Ciênciado Solo* 31:133-142 (In Portuguese, with abstract in English).
19. Birkeland, P., 1999 .*Soils and Geomorphology*, 3rd Edition. New York: Oxford University Press, 430 p.
20. Buol, S.W. 1990., *Soil genesis and classification*, Ames, Iowe: Iowa State University Press, pp. 36, doi:10.1081/E-ESS, ISBN 0813828732.
21. Chee, Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*,. 120(4): p. 549-565.
22. Chesworth, W., 2008, *Encyclopedia of Soil Science*, Berlin: Springer, 2008. ISBN: 978-1-4020-3994-2
23. Cruz, W. Francisco, H. A., Conway Z. T. 1988; the On-Site and Downstream Costs of Erosion in the Magat and Pantabangan Watershed, *Journal of Philippines Development* 26(25, 1): 85–111.
24. Dexter, A., R., 2004. Soil physical quality. Part I. Theory, effects of soil texture, density and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma* , 120, 201–214.
25. Doran, J., W., Coleman, D., C., Bezdicek, D., F., Stewart, B., A., 1994. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA Spec. Publ. No. 35, Soil Sci. Soc. Am., Inc. and Am. Soc. Agron., Inc., Madison, WI.
26. Evans, D., 2008. Valuing Benefits from Ecosystem Improvements using Stated Preference Methods: An Example from Reducing Acidification in the Adirondacks Park, in *Saving Biological Diversity*, R. Askins, et al., Editors. 2008, Springer US. p. 101-117.
27. FAO, 1995. *Agricultural investment to promote improved capture and use of rainfall in dry land farming*, FAO Investment Center Technical paper No.10, Rome.
28. Farley, J., Costanza, R., 2010. Payments for Ecosystem Services: from local to global. *Ecological Economics* 69 (2010) 2060–2068.
29. Glasener, K., M., 2002. Why is Soil Important, *Soil Science Society of America*, www. Soils.org.
30. Gulati, A., Rai, S., C., 2014. Cost estimation of soil erosion and nutrient loss from a watershed of the Chotanagpur Plateau, India. *Journal of Current Science*, 106: 1-5.
31. Guo, Z., Xiao, X., Gan, Y., Zheng, Y., 2001. Ecosystem functions, services and their values, a case study in Xingshan County of China, *Ecological Economics*, 38, 141-154.
32. Hacisalihoglu, S., Toksoy, D., Kalca, A., 2010. Economic valuation of soil erosion in a semi arid area in Turkey, *African Journal of Agricultural Research*, 5(1), 1-6.
33. Hein, L., 2007. Assessing the costs of land degradation: A case study for the Puentes catchment, southeast Spain. *Journal of Land Degradation and Development*, 18: 631-642.
34. Hosseini, S., S., Ghorbani, M., 2005. *Economics of soil erosion*. Ferdowsi University of Mashhad press, 128 pp (In Persian).
35. Hussain, S., A., Badola, R., 2008. Valuing mangrove ecosystem services: linking nutrient retention function of mangrove forests to enhanced agro ecosystem production, *Journal of Soil Water Conservation*, 32(8):120-130.

36. Kumar, P., 2003. Economics of soil Erosion. Concept publishing company. New Delhi.
37. Li, J., Ren, Z. Zhou, Z. 2006. Ecosystem services and their values: a case study in Qinba Mountains of China, *Ecological Resources*, 21, 597-604.
38. Martinez-Alier, J., Munda, G., O'Neill, J., 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics*, 1998. 26(3): p. 277-286.
39. Matthew, O., Dimal, L., 2015. Integrating Participation in Estimating Soil's Economic Value *International Journal of Multidisciplinary Sciences and Engineering*, vol. 6, No. 1, January 2015.
40. Middleton, N., Thomas, D., 1997. World Atlas of Desertification. Published for UNEP by Arnold Publ. 2nd. Edition. London. 182 pp.
41. Montanarella, L., 2007. Trends in land degradation in Europe. In: Sivakumar, M.V.K., Ndiang'ui, N., eds. *Climate and land degradation*. Springer, New York, NY, USA. 83-104 pp.
42. Nabi-peilashkarian, S., 2000. The effect of land use on soil erosion and sedimentation in Masuleh-Roudkhan Basin, Gilan, MSc Thesis, University of Agriculture and Natural Resources of Gorgan, 122p.
43. Nour, F., Nasri, M., Yeganeh, H., Moghiminejad, F., Ghasemi Aryan, Y., Bani name, J., 2013. Estimation of economic losses of soil erosion of rangelands using Nutrient Replacement Cost Method (NRCM). *Iranian Journal of Range and Desert Research*, 20: 522-530 (In Persian).
44. Oldeman, L., R., Hakkeling R., T., A., Sombroek, W., G., 1990. World map of the status of human-induced soil degradation: An Explanatory note. ISRIC. Wageningen, the Netherlands.
45. Plottu, E., Plottu, B., 2007. The concept of Total Economic Value of environment: A reconsideration within a hierarchical rationality. *Ecological Economics*, 61(1): p. 52-61.
46. Richardson, C., King, K., W., 1996. Erosion and nutrient losses from zero tillage on a clay soil, *journal of Agriculture Engineering Research*, 61: 81-86.
47. Rife, T., L., 2010. A study on modeling the value of ecosystem services: application to soil loss in Southeastern Allegheny County. M.Sc. thesis. Civil and Environmental Engineering Program.
48. Rodrigues, W., 2005. Valoração econômica dos impactos ambientais de tecnologias de plantio em região de Cerrados. *Rural Economics Sociol Rural*, 43: 135-153 (In Portuguese).
49. Sarcinelli, O., Marques, J., F., Romeiro, A., R., 2009. Custos e benefícios da adoção de práticas em edidas para conservação do solo agrícola: Um estudo de caso na microbacia hidrográfica do córrego Oriçandinha. *Infor. Economic*, 39: 5-16 (In Portuguese, with abstract in English).
50. Sarukhan, J., Alcamo, J., 2003. Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. 1 ed. Millennium Ecosystem Assessment Series. Vol. XIV., Washington: Island Press. 212.
51. Stocking, M., 1986. The Cost of soil erosion in Zimbabwe in terms of the loss of three major nutrients. Rome, FAO, 986. 165p.
52. Stocking, M., A., 1984. Erosion and soil productivity: A review. Norwich: Overseas Development Group, University of East Anglia.
53. USDA-NRCS, 1999. U.S. Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service (USDA-NRCS), National Soil Survey Handbook: Title 430-VI, U.S. Government printing office, Washington D.C.
54. USDA, 2006. Soil Quality Institute. Natural resources conservation service. Available at <http://soils.usda.gov/sqi/>. (Retrieved on 20 February 2006.)
55. Verstraeten, G., Poesen, J., 1999. The nature of small-scale flooding, muddy floods and retention pond sedimentation in central Belgium, *Geomorphology*, 29, 275-292.
56. Vonada, R.; Herbert, T., Wage, S., 2011. Introduction to Payments for Ecosystem Services: A Reference Book for Uganda. Prepared by Forest Trends & The Katoomba Group for The Government of Uganda's National Environment Management Authority (NEMA)
57. Voroney, R., P., 2006. The Soil Habitat in Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry, Eldor A. Paul ed. ISBN=0125468075
58. Ward, P., J., Renssen, H., Aerts, J., C., J., H., Van Balen, R., T., Vandenberghe, J., 2009. The impact of land use and climate change on late Holocene and future suspended sediment yield of the Meuse catchment, *J. Geomorphology*, 103: 389-400.

59. Whichmeier, W., H., Smith, D., D., 1978. Predicting rainfall erosion losses -a guide to conservation Planning. Science, US Department of Agriculture Handbook, No. 537, Washington DC.
60. Xue, D., Tisdell, C., 2001. Valuing ecological functions of biodiversity in Changbaishan Mountain Biosphere Reserve in Northeast China. Biodiversity and conservation 10: 467- 481.
61. Zachar, D., 1982: Soil erosion. Developments in Soil Science 10. Amsterdam: Elsevier Scientific. 547 pp.

چارچوب مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در ایران

فرهاد مشیری^۱، محمدرضا بلالی، فرهاد رجالی و آزاده صداقت

استادیار موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران. fmoshiri@swri.ir

استادیار موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران. mrbalali68@gmail.com

دانشیار موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران. frejali@yahoo.com

دانشجوی دکتری دانشکده کشاورزی دانشگاه گیلان، رشت، ایران. Azadehsedaghat65@gmail.com

چکیده

همگام با طرح ایده توسعه پایدار، مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه مورد توجه قرار گرفته است. بررسی چالش ها و مسائل حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در ایران شامل کمبود ماده آلی و عناصر غذایی در خاک، عدم تعادل تغذیه ای گیاه، کارایی کم استفاده از کودهای شیمیایی، وجود تنش های محیطی و انتقال ناقص دانش به بهره برداران پیچیدگی و چند بعدی بودن توصیه کودی را در سطح مزارع مشخص می نماید. مدیریت حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در کشور مسیر تکاملی به سوی جامع نگری را در دوره ای اول حرکت به سوی تلفیق با کاربرد انواع کودهای شیمیایی و آلی در قالب یک برنامه واحد مدیریتی طی نموده است. با این حال در توسعه مدیریت تلفیقی ضروری است چارچوبی تدوین گردد که کلیه عوامل دخیل را به صورت یکپارچه و در یک بسته مدیریتی شامل شود. اجزای مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه شامل رقم گیاهی، کودهای شیمیایی، آلی و زیستی، سیستم زراعی، شرایط اقلیمی، ویژگی خاکی و شرایط اقتصادی و اجتماعی مورد تأکید هست. در این مقاله سه گام شامل (۱) مشارکت کلیه ذی نفعان در فرآیند طراحی، اولویت بندی، اجرا و نظارت، (۲) تطبیق مقدار، زمان و روش مصرف توأم کودهای شیمیایی، آلی و زیستی با نیازهای غذایی ارقام مختلف گیاهی در سیستم زراعی مستقر مورد نظر با توجه به تنش های محیطی و (۳) انتشار دانش و فناوری تلفیقی در ایستگاه ها یا پایگاه های الگویی با مشارکت مروجین مسئول و کشاورزان داوطلب به منظور حصول دستاورد و اثربخشی در منطقه مورد نظر برای مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در ایران ارائه شده است.

واژه های کلیدی: چالش های حاصلخیزی خاک، رویکرد مشارکتی، مدیریت تلفیقی تغذیه گیاه

^۱ - آدرس نویسنده مسئول: موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران.

مقدمه

تأمین امنیت غذایی جمعیت رو به رشد همواره یکی از چالش‌های اساسی است که در اهداف توسعه پایدار در مقیاس جهانی گنجانده شده است. با افزایش جمعیت و تغییر سبک زندگی در اکثر نقاط دنیا تقاضا برای غذا و فیبر افزایش می‌یابد. در حالی که امکان توسعه اراضی کشاورزی قابل کشت محدود هست. سطح زیر کشت محصولات کشاورزی ایران از سال ۱۳۴۰ تا ۱۳۷۰ از ۶/۸ میلیون هکتار به دو برابر افزایش یافته در حالی که در مقطع زمانی ۱۳۷۰ تا ۱۳۹۰ این میزان ثابت مانده است. عدم تغییر قابل توجه در افزایش سطح زیر کشت به دلیل محدودیت آب، شور شدن خاک، تبدیل اراضی و فرسایش، افزایش تولید در واحد سطح و توسعه کشاورزی فشرده^۱ (کشاورزی متراکم) را اجتناب‌ناپذیر می‌نماید (بلالی و همکاران، ۱۳۹۳b). از این رو فشار بر منابع خاک و آب در آینده افزایش یافته و نیازمند تغییر راهبردها و رویکردها آتی هست؛ اما چگونه؟ در این راستا در برنامه پایداری تولید محصول، پایداری حاصلخیزی خاک از جمله ارکان اصلی هست. تا سال‌های متمادی استفاده از کودهای شیمیایی برای حفظ حاصلخیزی خاک از ارکان اصلی مدیریت حاصلخیزی خاک به شمار می‌رفت. در دو دهه اخیر با بروز مسائل زیست‌محیطی، توجه بیشتر به جنبه‌های فیزیکی و زیستی حاصلخیزی خاک در کنار جنبه شیمیایی آن افزایش یافته است. وابستگی بیش از حد به نهاده‌های شیمیایی در کشاورزی رایج، اصول کشاورزی پایدار را در معرض تهدید قرار داده است (نصیری محلاتی و همکاران، ۱۳۹۵). در این میان، مصرف درازمدت و فراوان کودهای شیمیایی رایج، علاوه بر افزایش آلودگی و صدمات زیست‌محیطی می‌تواند عواقبی همچون برهم خوردن تعادل اسیدیته، تجمع عناصر سنگین در خاک، کاهش حلالیت عناصر ریزمغذی و تخریب ساختمان خاک را در پی داشته باشد (خان و همکاران، ۲۰۱۸).

براین اساس، مدیریت بهینه مصرف کودهای شیمیایی، تلفیق و یا جایگزینی آن‌ها با انواع کودهای آلی

و زیستی به‌منظور رسیدن به تولید پایدار در کشاورزی مورد توجه قرار گرفته است (روسوس و همکاران، ۲۰۱۷؛ الشیخا، ۲۰۱۶). برای نیل به اهداف پایداری، رویکردهای مدیریت حاصلخیزی خاک از جنبه صرفاً شیمیایی و جایگزینی عناصر غذایی به مدیریت تلفیقی و جامع تغییر یافته است. رویکردهای حاصلخیزی خاک در طول ۲۰۰ سال گذشته به سه دوره مهم در سطح جهانی تقسیم شده است: (۱) دوره آلی: در این دوره برای ارتقاء حاصلخیزی خاک بیشترین تکیه بر مصرف مواد آلی بوده است. (۲) دوره معدنی: در این دوره به‌موازات صنعتی شدن، حاصلخیزی خاک بیشتر از طریق مصرف کودهای شیمیایی بهبود یافته است. (۳) دوره تلفیقی: این دوره با بروز مسائل زیست‌محیطی مصرف نامناسب کودهای شیمیایی با تأکید بر مصرف توأمان کودهای شیمیایی و آلی آغاز شد. در این راستا رویکردهای کل‌نگر و مشارکتی در مدیریت حاصلخیزی خاک همگام با مطرح شدن توسعه پایدار مورد توجه قرار گرفته است (بلالی و همکاران، ۱۳۹۴). اثرات ناشی از تغییرات زیست‌محیطی و فعالیت‌های انسانی، خطرات بالقوه برای حفظ کیفیت خاک می‌باشند. با ارتقای دانش فنی موجود در جهت استفاده کارآمد از کودهای آلی، ماندگاری طولانی‌مدت کودهای زیستی و درک بهتر از همزیستی گیاهان با ریز جانداران در کسب مواد مغذی و تنظیم روابط خاک-میکروب، در آینده یک سیستم تولید یکپارچه با کارآمدی بیشتر می‌تواند تکامل یابد؛ بنابراین برای ایجاد یک الگو و سیستم جامع مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه مبتنی بر شاخص‌های کیفیت خاک، تلاش‌های بسیاری لازم است (سیواستوا، ۲۰۲۰). در بسط دوره یا رویکرد سوم تلاش‌های جهانی فراوانی انجام شده که با لحاظ آن‌ها دوره جدید حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه بایستی در ایران تبیین گردد.

کود دهی از اجزای اصلی مدیریت حاصلخیزی خاک بوده و در کاهش خلأ عملکرد پتانسیل و واقعی محصولات کشاورزی و دستیابی به امنیت غذایی اهمیت

^۱ - Intensive agriculture

حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه متناسب با شرایط کشور، ابعاد آن و الزامات اجرای موفق آن هست.

چالش‌ها و مسائل حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه

اغلب خاک‌های کشاورزی ایران دچار کمبود یک و یا چند عنصر غذایی می‌باشند. تحلیل مقدار کربن آلی در ۲۳۷۰۰ نمونه خاک از اراضی تحت کشت ایران نشان می‌دهد که در ۶۱/۶ درصد نمونه‌ها، میزان کربن آلی خاک کمتر از یک درصد بوده و در محدوده کم تا خیلی کم قرار دارد. از طرف دیگر بررسی تغییرات کربن آلی خاک‌ها در بازه‌های زمانی مختلف در منطقه دزفول در جنوب ایران و در ناحیه خزری شمال ایران بیانگر روند کاهشی مقدار کربن آلی خاک‌ها است. اقلیم خشک و نیمه‌خشک سبب شده است که به‌جز شمال و برخی مناطق غربی کشور استعداد کافی برای انباشت ماده آلی وجود نداشته باشد. بررسی‌ها نشان داده همبستگی کاملاً معنی‌داری ($r=0/91$) بین میزان بارندگی و متوسط کربن آلی در مناطق زراعی زیستگاهی ایران^۱ وجود دارد (بلالی و غفاری‌نژاد، ۱۳۹۸). جوان بودن خاک‌ها، کیفیت نامناسب خاک از جمله شوری و قلیائیت بالا، کمبود بنبه غذایی و حاصلخیزی کم خاک‌ها و عوامل مدیریتی چون تغییر کاربری اراضی، مدیریت نامناسب خاک‌ورزی و عدم حفظ بقایای گیاهی نیز در کمبود مواد آلی خاک‌های ایران تأثیرگذار است (مشیری و همکاران، ۲۰۱۷). از دیدگاه حاصلخیزی بیولوژیکی به دلیل کمبود ماده آلی در خاک‌های ایران و هتروتروف بودن بیشتر باکتری‌های خاک‌زی فعالیت زیستی این خاک‌ها کم است. در مقایسه با سایر نقاط کشور جمعیت و فعالیت میکروارگانیسم‌ها در خاک‌های ناحیه خزری به دلیل شرایط مرطوب و نیمه مرطوب بیشتر است؛ اما در خاک‌های مناطق خشک نسبت به مناطق مرطوب به دلیل رطوبت و ماده آلی کم، جمعیت باکتری‌ها و قارچ‌ها بسیار کمتر است (بلالی و غفاری‌نژاد، ۱۳۹۸). از دیدگاه حاصلخیزی شیمیایی به‌طور متوسط کمبود فسفر در ۷۲/۴ درصد، کمبود پتاسیم در ۲۸/۶

زیادی دارد. به‌عنوان مثال در ایجاد خلأ ۵۰ درصدی عملکرد در کشت گندم دیم پرمحصول گلستان، سهم عدم مدیریت بهینه نیتروژن، پتاسیم و عدم مصرف کود دامی بین ۱۱ تا ۱۵ درصد و در کشت گندم آبی عدم مصرف بهینه نیتروژن ۲۵ درصد برآورد گردید (حجاریپور و همکاران، ۱۳۹۶). جمع‌بندی ۴۰ هزار آزمایش طی سه دهه گذشته توسط سازمان غذا و کشاورزی ملل متحد (فائو) بیانگر آن است که بیش از ۵۵ درصد افزایش تولیدات کشاورزی مرهون مصرف کودهای شیمیایی بوده است (حمدالله، ۲۰۰۰). در آزمایش‌های بلندمدت نقش مصرف کودهای نیتروژنی و فسفوری در دستیابی به عملکرد مطلوب گندم به‌طور متوسط بین ۴۰ تا ۶۴ درصد گزارش شده است (استوارت و همکاران، ۲۰۰۵). در ایران مدیریت بهینه کودی بین ۱۱ تا ۱۹ درصد در افزایش عملکرد محصولات مختلف نسبت به مدیریت کوددهی زارعین مؤثر بوده است (بلالی و همکاران، ۱۳۹۳a).

در تحقق دوره مدیریت تلفیقی، بهترین اصول مدیریت کوددهی جهانی با اصول زراعی، فراهم‌کننده شرایط بهینه که تأمین‌کننده اهداف مدیریت زراعی هست، هماهنگ شده است. چهار هدف بهره‌وری، سودآوری، پایداری نظام زراعی و سلامت محیط‌زیست، به‌طور توأمان برای کلیه نظام‌های زراعی در نظر گرفته‌شده تا چهار رکن منبع تغذیه‌ای، میزان، زمان و مکان درست با بهترین اصول مدیریت زراعی تلفیق گردد (ویت، ۲۰۰۳).

مدیریت حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در ایران از سال ۱۳۳۹ با تمرکز بر توسعه مصرف کودهای شیمیایی آغاز و در دهه‌های اخیر با گام‌های مؤثری در پیشرفت آزمون خاک و به‌کارگیری کودهای آلی و زیستی ادامه داشته است؛ اما در حال حاضر با مسائل متعدد خاکی، اقلیمی، فن‌آوری و مدیریتی روبه‌رو است که مواجهه با آن‌ها نیازمند تغییر در الگوواره‌ها (پارادیم‌ها) و راهبردها به سمت جامع‌نگری است. این مقاله ضمن اشاره به برخی از چالش‌های اساسی در این حوزه به دنبال چارچوب مدیریت تلفیقی

^۱- Agro-Ecological Zone (AEZ)

درصد (بلالی و غفاری‌نژاد، ۱۳۹۸)، کمبود آهن در ۴۴ درصد، کمبود روی در ۵۴/۶ درصد، کمبود منگنز در ۱۸/۹ درصد و کمبود مس در ۱۶/۵ درصد (بلالی و همکاران، ۱۳۹۳a) از خاک‌های کشاورزی ایران قابل مشاهده است. عدم تعادل تغذیه‌ای گیاهان زراعی و باغی از عوامل مهم در کاهش عملکرد و کیفیت محصولات است. بررسی‌ها در محصولات زراعی شامل چغندر قند (کلارستانی و سجادی، ۱۳۷۵؛ دریا شناس و رضایی، ۱۳۸۹) گندم و ذرت (مستشاری، ۱۳۹۳) و محصولات باغی شامل سیب (اسماعیلی و همکاران، ۱۳۷۹)، انگور (گودرزی و حسینی فرهی، ۱۳۸۷؛ مستشاری و همکاران، ۲۰۱۸)، انار (دریا شناس و دهقانی، ۱۳۸۱)، پرتقال (رستگار و تدین، ۱۳۸۱؛ بصیرت و همکاران، ۱۳۹۷)، زیتون (مستشاری و همکاران، ۱۳۹۰) و خیار گلخانه‌ای (زارع مهرجری، ۱۳۹۱) نشانگر کمبود یک یا چند عنصر غذایی است.

کارایی کم در استفاده از کودها یکی از چالش‌های اساسی در ایران است. در گزارشی که توسط سازمان غذا و کشاورزی ملل متحد منتشر گردیده است میزان کارایی زراعی استفاده از کود (کیلوگرم افزایش محصول به ازای کیلوگرم کود مصرفی) برای کل تولیدات کشاورزی بین ۹/۲ تا ۱۴/۲ (کیلوگرم/کیلوگرم) در فاصله سال‌های ۱۳۸۰-۱۳۶۸ برآورد شده است (فائو، ۲۰۰۵). در فاصله سال‌های ۱۳۸۲-۱۳۹۲ کارایی زراعی نیتروژن در تولید غلات از ۱۰/۶ تا ۳۲/۹ متغیر بوده است. در اکثر سال‌ها در این بازه زمانی (۶ سال از ۹ سال) میزان کارایی زراعی کمتر از ۲۰ کیلوگرم بر کیلوگرم است. در ایران متوسط بهره‌وری جزئی نیتروژن (کیلوگرم محصول تولیدی به ازای کیلوگرم نیتروژن مصرفی) در غلات برابر با ۳۹ کیلوگرم بر کیلوگرم است که این میزان از متوسط جهانی (۴۴ کیلوگرم بر کیلوگرم) کمتر است (مشیری و موسوی، ۱۳۹۷). برای بهبود کارایی استفاده از عناصر غذایی توجه به توانایی ارقام در جذب عناصر، ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک، فعالیت‌های زیستی خاک، تنش‌های محیطی، مدیریت

کوددهی و مدیریت زراعی ضروری است (بالیگار و فاجریه، ۲۰۱۵).

تنش‌های محیطی ناشی از تغییرات اقلیمی و عوامل مدیریتی یکی دیگر از چالش‌های مدیریت حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه است. در سال‌های اخیر تحقیقات متعددی در زمینه مقاوم‌سازی گیاهان زراعی و باغی از طریق تغذیه متعادل با عناصر غذایی و متمایز ساختن نقش پتاسیم و روی در کاهش تنش‌های محیطی به‌خصوص شوری، خشکی و سرما در کشور صورت گرفته است. نگاهی به تحقیقات دو دهه گذشته در این زمینه اهمیت نقش تغذیه متعادل و تغییر نیاز غذایی گیاهان در شرایط تنش محیطی واضح‌تر می‌گردد (بصیرت، ۱۳۹۴). بررسی‌ها نشان می‌دهد که اثر تنش‌های غیرزنده شامل شوری، خشکی، سرمازدگی، سمیت عناصر غذایی (بصیرت، ۱۳۹۴) و تنش‌های زنده مانند زوال مرکبات (حسینی و همکاران، ۱۳۹۶)، جاروک لیموترش، سرخشکیدگی خرما در کاهش عملکرد در سال‌های اخیر رو به گسترش است.

ناکارآمدی نظام کود در کشور (زنجیره برآورد، تأمین، توزیع، توصیه و مصرف) سبب شده است تا مصرف کودها برای تأمین نیاز غذایی گیاهان و غلبه بر کمبود عناصر غذایی و عدم تعادل آن‌ها در خاک و گیاه کافی نباشد. در سال ۲۰۱۸ متوسط جهانی مصرف کود برحسب عنصر غذایی اصلی (نیتروژن، فسفر و پتاسیم) ۱۳۲ کیلوگرم در هکتار است درحالی‌که این رقم در ایران ۶۶ کیلوگرم در هکتار گزارش شده است. این میزان از بسیاری از کشورهای همسایه ایران در خاورمیانه و کشورهای پیشرفته اروپایی و کمتر است (جدول ۱). مقایسه داده‌های مصرف کود نسبت به تولید محصولات در بین کشورها در جدول (۱) نشان می‌دهد که در اکثر موارد با افزایش مصرف کودها، میزان کل تولید محصولات زراعی و باغی در واحد سطح افزایش می‌یابد ($r^2 = 0.9$). متشعزاده و همکاران (۲۰۱۷) روند کوددهی در ایران را با کشورهای آلمان، فرانسه، ژاپن، ترکیه و آمریکا در فاصله سال‌های ۱۹۸۰ تا ۲۰۱۲ مقایسه کرده و

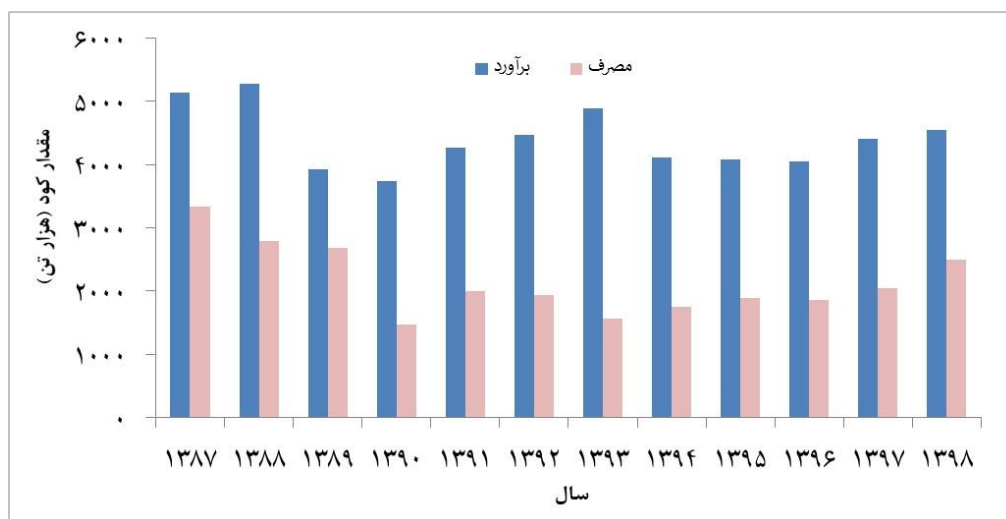
نشان دادند که بیشترین میزان مصرف کود مربوط به آلمان و فرانسه (۲۸۵ کیلوگرم در هکتار) بوده و کمترین مقدار مربوط به ایران (۶۶ کیلوگرم در هکتار) است. مقدار کودهای برآورد شده برای تأمین عناصر غذایی اصلی از سال ۱۳۸۷ تا ۱۳۹۸ بین چهار تا پنج میلیون تن در نوسان بوده است. در طول این سال‌ها در اکثر موارد تا نصف مقدار کودهای برآورد شده توزیع و مصرف شده است (شکل ۱). این امر منجر به بیلان منفی عناصر غذایی در خاک گردیده (شکل ۲ الف) که می‌تواند به عنوان یک تهدید اساسی در

پایداری حاصلخیزی خاک در آینده محسوب شود. مشیری و زاهدی فرد (۱۳۹۸) بیلان منفی نیتروژن، فسفر و پتاسیم را به ترتیب به میزان ۱۴۶/۶، ۳۹/۵ و ۵۵۷/۲ هزار تن در سال برای خاک‌های کشاورزی ایران برآورد کرده‌اند. در صورت مصرف عناصر غذایی معادل با میزان برآورد شده، می‌توان انتظار داشت که خطر کاهش حاصلخیزی خاک از طریق تخلیه عناصر غذایی تا حد زیادی برطرف شود (شکل ۲ ب).

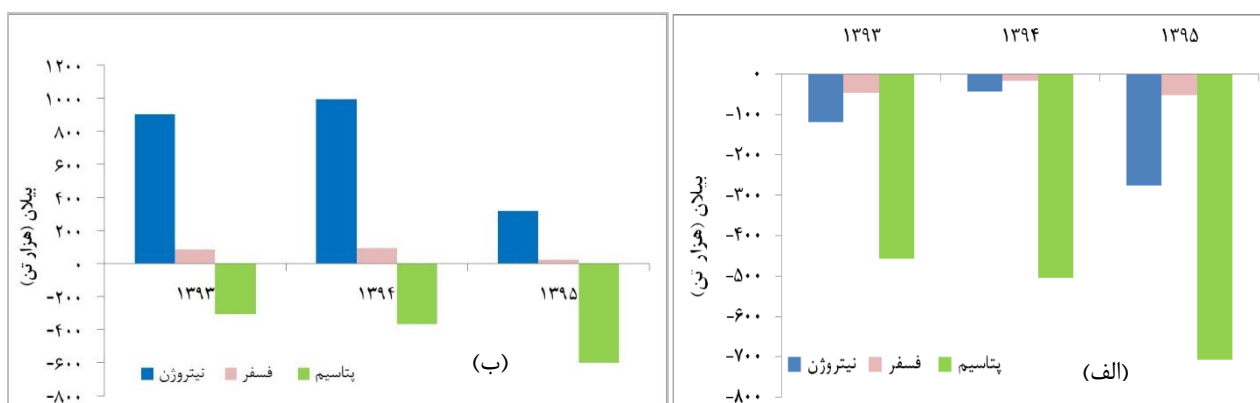
جدول ۱- مقایسه میزان مصرف عناصر غذایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم در کشورهای مختلف در سال ۲۰۱۸ (کیلوگرم در هکتار)

کشور	سطح زیر کشت (میلیون هکتار)	تولید در واحد سطح (تن در هکتار)	مصرف عناصر غذایی			جمع
			نیتروژن (N)	فسفر (P2O5)	پتاسیم (K2O)	
استرالیا	۳۰/۹	۲/۷	۴۰	۳۱	۹	۸۰
بلژیک	۰/۹	۱۴/۹	۲۱۵	۲۲	۶۹	۳۰۵
چین	۱۳۵/۷	۱۴/۲	۱۷۲	۸۹	۶۹	۳۲۹
مصر	۳/۸	۲۲/۱	۳۲۵	۵۸	۳۳	۴۱۵
فرانسه	۱۹/۱	۶/۹	۱۱۲	۲۲	۲۴	۱۵۸
آلمان	۱۱/۹	۷/۰	۱۱۳	۱۷	۳۴	۱۶۴
هند	۱۶۹/۴	۷/۱	۱۰۴	۴۱	۱۶	۱۶۱
ایتالیا	۹/۲	۵/۷	۶۵	۱۸	۱۲	۹۵
ایران	۱۶/۵	۴/۲	۵۸	۶	۲	۶۶
ژاپن	۴/۴	۹/۲	۸۴	۷۶	۶۱	۲۲۱
پاکستان	۳۱/۳	۴/۶	۱۰۴	۳۷	۲	۱۴۳
کره جنوبی	۱/۶	۱۴/۴	۱۹۲	۸۶	۱۹۵	۴۷۳
آفریقای جنوبی	۱۲/۴	۴/۰	۳۱	۲۰	۱۱	۶۱
اسپانیا	۱۶/۸	۴/۵	۶۳	۲۷	۲۳	۱۱۲
ترکیه	۲۳/۲	۴/۹	۶۷	۲۲	۵	۹۴
انگلستان	۶/۱	۶/۵	۱۷۱	۳۱	۴۴	۲۴۵
آمریکا	۱۶۰/۴	۴/۵	۷۰	۲۳	۲۶	۱۲۰
جهان	۱۴۰۸/۳	۶/۹	۷۲	۳۲	۲۵	۱۳۲

مرجع: (بانک داده‌های IFA و FAO، ۲۰۲۱)



شکل ۱- مقایسه برآورد و مصرف کودهای شیمیایی برای تولید محصولات زراعی و باغی در ایران (۱۳۸۷-۱۳۹۸)



شکل ۲- بیان عناصر غذایی در خاک‌های کشاورزی ایران. (الف) بر اساس آمار مصرف کودها و (ب) بر اساس آمار برآورد کودهای موردنیاز

این راستا مطالعات جهانی به‌ویژه در هند نشان داده است که پایلوت‌ها در میانه راه تحقیق برای توسعه بوده و بایستی سه تا پنج سال ادامه یابند تا با تغییر نگرش بهره‌برداران انگیزه انجام توصیه‌ها را در سطح وسیع پیدا نمایند. تحلیل پایلوت‌های کشور نشان داد که علیرغم نتایج مثبت ملاحظه شده متأسفانه عمدتاً یک‌ساله بوده و به تغییر نگرش بهره‌برداران منجر نمی‌شود که بایستی مشارکت کلیه ذی‌نفعان در مراحل طراحی، اجرا و پایش سرلوحه برنامه‌های آتی قرار گیرد (صفاری و همکاران، ۱۳۹۸).

تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی در تلاش هستند تا با انتقال دانش و نوآوری از طریق اجرای پایلوت در مزارع و باغات کشاورزان خلأ عملکرد را کاهش و متوسط تولید را در سطح کلان افزایش دهند. مسیر تحقیق از اقدام برای کشف نوآوری در آزمایشگاه و پلات‌های آزمایشی تا انجام پایلوت در مزارع بهره‌برداران که بیانگر اثربخشی تحقیقات در سطح کوچک است شروع شده اما برای توسعه در سطح وسیع الزامات دیگری را می‌طلبد که به تعمیم عرضی و طولی^۱ نیازمند است تا مجموعه عوامل زنجیره ارزش^۲ فراهم شده و تغییر تولید را تسهیل نماید. در

^۲- Value chain

^۱- Out and Up Scaling

تغییر رویکردهای جهانی مدیریت حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه به مدیریت تلفیقی

در مقیاس جهانی در طول ۵۰ سال گذشته تغییرات زیادی در مبانی و عملیات مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک اتفاق افتاده است. در دهه ۱۹۶۰ و ۱۹۷۰ میلادی نیروی محرکه پژوهش و توسعه مدیریت حاصلخیزی خاک بر پایه انقلاب سبز در آسیا و آمریکای جنوبی و با تأکید بر کاربرد نهاده‌های بیرونی عمدتاً شیمیایی همراه با استفاده از آهک در خاک‌های اسیدی و آبیاری مزارع استوار بود. در دهه ۱۹۸۰ میلادی گرایش به استفاده از نهاده‌های آلی افزایش یافت اما به دلیل کمبود منابع آلی و محدودیت‌های اقتصادی پیشرفت چندانی نداشت. در دهه ۱۹۹۰ کاربرد توأم کودهای شیمیایی و آلی مطرح شد و پس از آن مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک به صورت یک مدیریت جامع با در نظر گرفتن تمام جنبه‌ها و عوامل مؤثر در فرآیند تخریب خاک شامل جنبه‌های فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی، اقتصادی، اجتماعی، سیاست‌گذاری و پیامدهای آن معرفی گردید. به گونه‌ای که سازمان غذا و کشاورزی ملل متحد (FAO) روش مدیریت تلفیقی تغذیه گیاه با منابع و نهاده‌های تجدیدپذیر شامل مصرف تلفیقی کودهای شیمیایی و آلی را برای بهبود حاصلخیزی خاک در راستای توسعه کشاورزی پایدار پیشنهاد داده است (فائو، ۲۰۰۶). در حال حاضر بیشتر کارهای تحقیقاتی در راستای کاربرد توأم کودهای شیمیایی و منابع آلی در شرایطی است که سازگار با شرایط محلی بوده و بتواند به عملکردهای مطلوب مورد انتظار و افزایش کارایی استفاده از عناصر غذایی دست یابد (موگو و همکاران، ۲۰۱۹).

تعریف‌های متفاوتی برای مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک^۱ (ISFM) و مدیریت تلفیقی تغذیه گیاه^۲ (INM) بسته به نوع و ابعاد مسائل و میزان جامع‌نگری در حل مشکلات ذکر شده است. در تعریف موسسه بین‌المللی توسعه و محیط‌زیست^۳، مدیریت تلفیقی

حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه، مدیریت دقیق ذخایر عناصر غذایی و چرخه عناصر غذایی به گونه‌ای است که به تولید پایدار و سودده منجر شود. در این مدیریت جنبه‌های مهم ترکیب پیچیده خاک از جمله نگهداشت کربن آلی خاک، ساختمان خاک و زنده‌بودن خاک در نظر گرفته می‌شود (هیلهورست و تولمین، ۲۰۰۰). لذا مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک علاوه بر مدیریت منابع عناصر غذایی (کودها) به سایر جنبه‌های مهم خصوصیات خاک مانند حفظ مقدار مواد آلی، ساختار فیزیکی خاک، رطوبت و تنوع زیستی میکروبی توجه می‌کند؛ بنابراین، در مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک شاخص‌های کیفیت و سلامت خاک با در نظر گرفتن مدیریت‌های کم‌هزینه از جمله مدیریت بیولوژیکی خاک اهمیت بسیاری دارد (سیواستاو و همکاران، ۲۰۱۹). به عنوان مثال کود نیتروژن یکی از پرمصرف‌ترین کودها در مزارع است که به صورت شیمیایی، آلی و زیستی استفاده می‌گردد. هر چند استفاده از کودهای معدنی ظاهراً سریع‌ترین راه برای تأمین حاصلخیزی خاک به شمار می‌رود، ولی هزینه‌های زیاد مصرف کود همراه با آلودگی و تخریب محیط‌زیست و منابع آب و خاک، نگران‌کننده است؛ بنابراین یکی از راه‌های بهبود کارایی مصرف کودهای نیتروژنه و کاهش تلفات آن، مصرف هم‌زمان کودهای آلی و زیستی با کودهای شیمیایی است. با اجرای صحیح مدیریت تلفیقی، پایداری حاصلخیزی خاک از طریق تمرکز بر کارایی استفاده از عناصر غذایی، کاهش تلفات عناصر غذایی با استفاده از فنون مناسب حفاظت خاک و بهبود حاصلخیزی خاک در سطح مزارع به دست می‌آید (فیرهرست، ۲۰۱۲). در تعریف مرکز بین‌المللی توسعه کاربرد کودهای شیمیایی^۴، مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک به صورت یک بسته مدیریتی شامل استفاده توأم از اصلاح‌گرهای خاک، مواد آلی و کودهای شیمیایی با هدف بازسازی ذخیره عناصر غذایی و بهبود کارایی و به صرفه

^۳ -International Institute for Environment and Development (IIED)
^۴ - International Fertilizer Development Center (IFDC)

^۱ - Integrated Soil Fertility Management
^۲ - Integrated Nutrient Management

نمودن کاربرد نهاده‌های بیرونی تعریف شده است (آی اف دی سی، ۲۰۰۲). مرکز بین‌المللی تحقیقات مناطق گرمسیری مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک را محدوده کاملی از محرک‌ها و پیامدهای تخریب خاک شامل عوامل بیولوژیکی، فیزیکی، شیمیایی، اجتماعی، فرهنگی، اقتصادی و سیاستی می‌داند (TSBF-CIAT، ۲۰۰۵). در این تعریف مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک مجموعه اقداماتی است که الزاماً شامل استفاده از کودهای شیمیایی، نهاده‌های آلی و ژرمپلاس‌های بهبودیافته در ترکیب با دانش سازگاری این عملیات با شرایط محلی، با هدف افزایش کارایی زراعی عناصر غذایی و ارتقای تولید محصول است (وانلاو و همکاران، ۲۰۱۰). به علاوه آن‌ها معتقدند برای دستیابی به یک مدیریت جامع و فراگیر لازم است شرایط اقتصادی، اجتماعی و بیوفیزیکی محلی نیز در این تعریف گنجانده شود (وانلاو و همکاران، ۲۰۱۵). بر اساس تعاریف ذکر شده ابعاد مختلفی بیان شده است که بایستی برای هر منطقه بومی شود؛ بنابراین در ایران نیز نیازمند چارچوب‌بندی خاص خود است.

مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در ایران

تعدد چالش‌ها و مسائل حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه شامل ابعاد و ویژگی‌های خاک، اقلیم، مدیریت و تفاوت در شرایط محلی به‌ویژه رفتار اجتماعی و اقتصادی در پهنه وسیع کشاورزی، چندبعدی بودن و پیچیدگی را مشخص می‌نماید. بررسی روند تغییرات پژوهش‌های مدیریت حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در کشور (جدول ۲) مسیر تکاملی در وارد نمودن برخی از عوامل پیش‌گفته را به‌سوی جامع‌نگری نشان می‌دهد. بیشتر پژوهش‌های انجام شده در کشور و همچنین موسسه تحقیقات خاک و آب در زمینه مدیریت بهینه کاربرد کودهای شیمیایی است. با این حال با توجه به تأثیر مثبت کاربرد کودها و مواد آلی در بهبود خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک

و تأمین بخشی از عناصر غذایی موردنیاز گیاهان مطالعات پراکنده‌ای در جهت مدیریت کاربرد کودهای آلی به‌ویژه در زمینه مقدار مناسب کاربرد آن‌ها صورت گرفته است که متناسب با دوره‌ی اول حرکت به‌سوی تلفیق یعنی مصرف توأمان کودهای شیمیایی و آلی است. از طرف دیگر توجه به سلامت خاک به مفهوم ظرفیت آن برای حفظ یک اکوسیستم با تنوع زیستی با عملکرد بالا و تعیین شاخص‌های چند بعدی (فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی) در ارزیابی سلامت خاک در یک نگاه جامع به مدیریت حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه ضروری است (کاردوسو و همکاران، ۲۰۱۳).

کمبود کربن آلی در خاک‌های ایران به‌عنوان عامل اصلی و کلیدی در ناپایداری حاصلخیزی خاک معرفی شده است (مشیری و همکاران، ۲۰۱۷). لذا در انتخاب مدیریت بهینه حاصلخیزی خاک، حفظ و افزایش کربن آلی خاک از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. جمع‌بندی پژوهش‌ها نشانگر آن است که کاربرد کودهای آلی می‌تواند به افزایش کربن آلی خاک‌ها منجر شود. تداوم در مصرف کودهای آلی به نتایج بهتری می‌انجامد به‌گونه‌ای که مصرف هر ساله آن‌ها (با در نظر گرفتن مسائل اقتصادی و زیست‌محیطی) سبب افزایش دو برابری کربن آلی خاک‌ها گردیده است (مشیری و سماوات، ۱۳۹۶). کاربرد کود سبز (رامرودی و همکاران، ۱۳۸۹؛ نصری و همکاران، ۲۰۱۴) و حفظ بقایای گیاهی و شخم حداقل (بحرانی و همکاران، ۲۰۰۷) از دیگر مدیریت‌های شناخته شده در افزایش کربن آلی خاک و بهبود چرخه عناصر غذایی خاک به‌ویژه نیتروژن و در نهایت بهبود رشد و عملکرد محصولات کشاورزی است. به علاوه، کاربرد تلفیقی کود سبز با کود شیمیایی نیتروژن‌دار (بغدادی و همکاران، ۱۳۹۶) و کاربرد توأم کود دامی و کودهای شیمیایی (سماوات، ۱۳۹۶) با کاهش قابل توجه در مصرف کود شیمیایی و اثرات سوء زیست‌محیطی آن‌ها می‌گردد.

جدول ۲- روند زمانی پژوهش‌های مدیریت حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در ایران

دوره زمانی	مسئله	سؤال	رویکرد/هدف	فعالیت‌ها	نتایج و بروندها
۱۳۳۹-۱۳۶۳	- عملکرد کم محصولات کشاورزی	تأثیر کودهای شیمیایی در افزایش تولید محصول چقدر است؟	گسترش کاربرد کودها	انجام آزمایش‌های اثربخشی کود	توصیه عمومی کودها به‌ویژه نیتروژن و فسفر
۱۳۶۴-۱۳۷۴	- عملکرد کم محصولات کشاورزی - عمومی بودن توصیه کودها	تأثیر خصوصیات خاک بر توصیه کودها چگونه است؟	بهینه‌سازی کاربرد کودها	آزمون خاک	شروع توصیه کودی ویژه مکان گسترش آزمایشگاه‌های دولتی
۱۳۷۵-۱۳۸۹	- عدم تعادل تغذیه‌ای - کیفیت کم محصولات کشاورزی - بروز مسائل زیست‌محیطی - پایداری تولید	نقش تغذیه متعادل در افزایش کمی و کیفی تولیدات کشاورزی چقدر است؟	تغذیه متعادل	آزمون خاک، آزمون اثربخشی پتاسیم، عناصر کم‌مصرف و ثانویه، تحقیقات کودهای آلی و زیستی	تکمیل توصیه کودی مکان ویژه گسترش آزمایشگاه‌های خصوصی تنوع سبد کودی
۱۳۹۰-	- پایداری تولید - گسترش تنش‌های محیطی - شکاف تحقیق تا توسعه	جامع‌نگری در حل مسائل حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه چگونه انجام می‌شود؟	مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه	انجام تحقیقات مشارکتی کاربرد توأم کودهای آلی، شیمیایی و زیستی کاربرد محرک‌های رشد مدیریت تغذیه گیاه در شرایط تنش‌های محیطی	بازنگری برنامه‌های تحقیقاتی چارچوب مدیریت تلفیقی گذار از کُرت آزمایشی به منطقه

مرجع: طهرانی و همکاران (۱۳۹۱)، بلالی و همکاران (۱۳۹۴)، بازرگان و همکاران (۱۳۹۵)

ارتباط تنگاتنگی میان کشاورزی پایدار و کیفیت خاک وجود دارد، به‌طوری‌که بخشی از ناپایداری سیستم کشاورزی به دلیل کاهش کیفیت خاک در طول زمان است، بنابراین حفظ و بهبود کیفیت خاک، استراتژی مهمی برای پیشرفت اقتصادی و بهبود وضعیت کیفیت محیط‌زیست است. بر همین اساس، انتخاب نوع عملیات مدیریتی و بهره‌برداری از زمین باید با در نظر گرفتن حفظ کیفیت خاک انجام گیرد (لال و همکاران، ۱۹۹۹). از راهبردهای اساسی در راستای بهبود حاصلخیزی و کیفیت خاک و کاهش کاربرد کودهای شیمیایی، بهره‌گیری از کودهای آلی، گیاهان پوششی و یا کود سبز است. سماوات (۱۳۹۶) در مطالعه‌ی گسترده‌ای در ۱۰ منطقه زراعی-زیستگاهی کشور در سیستم تناوب گندم- ذرت نشان داد که مصرف توأم کود آلی و شیمیایی، علاوه بر افزایش تولید سیستم زراعی سبب افزایش شاخص‌های فعالیت‌های زیستی خاک از جمله تنفس میکروبی به میزان ۱۰۰-۴۰ درصد، فعالیت

آنزیم اوره‌آز به میزان ۵۰-۳۰ درصد، فعالیت آنزیم فسفاتاز به میزان ۸۰-۴۰ درصد، جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات به میزان ۱۰۰ برابر شد. همچنین مصرف توأم کودها موجب افزایش ۲۰ تا ۵۰ درصدی فسفر قابل استفاده، ۳۰ تا ۱۰۰ درصدی پتاسیم قابل استفاده، ۲۰ تا ۷۰ درصدی میانگین قطر خاکدانه‌ها و ۵ تا ۱۰ درصدی آب قابل استفاده گردید. کاربرد توأم کود آلی با کود شیمیایی باعث افزایش رشد و عملکرد گیاه سویا (پیردشتی و همکاران، ۲۰۱۰)، سورگوم (انور و همکاران، ۲۰۰۵)، ذرت (دوان و همکاران، ۲۰۱۵؛ علیزاده و فلاح، ۱۳۹۱)، برنج (عاشوری و همکاران، ۱۳۹۲؛ مصلحی و همکاران، ۱۳۹۵) و باغات میوه (سیواستوا، ۲۰۲۰) شده است. کاربرد توأم کودهای آلی و شیمیایی فسفوری نه تنها با پایداری تولید در سیستم زراعی گندم-ذرت علوفه‌ای همراه است بلکه با افزایش بیلان فسفر به تجمع فسفر خاک و افزایش حاصلخیزی خاک منجر خواهد شد (مشیری و همکاران، ۱۳۹۸). مدیریت تلفیقی

گیاه پوششی و خاک‌ورزی‌های حفاظتی، بهترین مدیریت در جهت بهبود و افزایش کیفیت خاک است. ورود بقایای گیاهی از طریق گیاه پوششی و گیاه اصلی در خاک، می‌تواند ماده آلی خاک را افزایش دهد، افزون بر این، انجام خاک‌ورزی‌های حفاظتی باعث نگهداری و ترسیب کربن آلی شده که خود باعث افزایش فعالیت میکروبی و آنزیمی خاک می‌شود که به تبع آن، چرخه عناصر و سایر ویژگی‌های آن بهبود یافته و کیفیت خاک نیز افزایش می‌یابد (اسفندیاری اخلاص و همکاران، ۱۳۹۶).

مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک به عنوان روشی کارا در پاسخ به تغییرات آب و هوایی و تنش‌های محیطی معرفی شده است (گرم و همکاران، ۲۰۲۰). بهبود وضعیت حاصلخیزی خاک برای کاهش اثرات تنش خشکی پیشنهاد شده است (فاروق و همکاران، ۲۰۰۹). با مصرف کودهای آلی و یا کاربرد توأم کود آلی و شیمیایی در شرایط تنش خشکی افزایش عملکرد گیاه و مقاومت آن‌ها به کم‌آبی حاصل شده است (اسماعیلیان و همکاران، ۱۳۹۳؛ گنگ و همکاران، ۲۰۰۸؛ آنتولین و همکاران، ۲۰۱۰). کاظم علیلو و همکاران (۱۳۹۶) نشان دادند که با مصرف تلفیقی کود فسفوری و لجن فاضلاب در شرایط تنش خشکی شاخص کلروفیل برگ، شاخص سطح برگ، عملکرد زیستی، ارتفاع بوته و قطر ساقه آفتابگردان به صورت معنی‌داری بهبود یافت. کاربرد توأم کودها در کاهش اثرات تنش شوری بر رشد و عملکرد گیاه مؤثر است (البسایدی و همکاران، ۲۰۰۸؛ خیری‌زاده آروق، ۱۳۹۷؛ یداللهی و اصغری پور، ۱۳۹۴؛ صباحی و همکاران، ۱۳۸۹). در کشت برنج تحت شرایط شوری خاک تلفیق کود نیتروژنی و کمپوست مواد آلی باعث حفظ باروری و بهبود خصوصیات خاک، افزایش قابلیت دسترسی گیاه به فسفر و افزایش تعداد خوشه می‌گردد (زاید و همکاران، ۲۰۱۳).

پژوهش‌ها اثرات مثبت کاربرد کودهای زیستی بر افزایش عملکرد و تولید محصولات مختلف را از طریق افزایش فعالیت زیستی ریزوسفر و افزایش قابل توجه ظرفیت جذب مواد مغذی گیاه نشان داده است (اسدی،

۱۳۹۵؛ زارعا و همکاران، ۲۰۰۹؛ لیو و همکاران، ۲۰۱۸؛ وو و همکاران، ۲۰۱۶b؛ راجاسکران و همکاران، ۲۰۱۵). نقش کودهای زیستی در تأمین ۴۰ تا ۸۰ درصدی نیاز نیتروژنی بقولات اثبات شده است (رجالی و خوازی، ۱۳۷۹؛ خودشناس و همکاران، ۱۳۸۵؛ قاسم‌زاده و اصغرزاده، ۱۳۹۲). کاربرد کودهای زیستی اثرات مطلوبی در کاهش اثر تنش‌های محیطی و افزایش تحمل گیاهان نسبت به تراکم خاک (میرانسری و همکاران، ۲۰۰۸)، خشکی (قربانیان و همکاران، ۱۳۹۳؛ ناصری و همکاران، ۱۳۹۶) و شوری خاک (مردوخ، ۱۳۸۷؛ دایی و همکاران، ۲۰۰۹) دارد. تلفیق کود زیستی و شیمیایی موجب بهبود قابل توجه رشد و عملکرد گیاه و کاهش مصرف کودهای شیمیایی در گشنیز (بستامی و مجیدیان، ۱۳۹۴)، ذرت شیرین (مجاب قصرالدشتی و همکاران، ۱۳۹۶)، نخود (ظفری و همکاران، ۱۳۹۸)، بادام‌زمینی (شهبازی و سپهری، ۱۳۹۶) و گندم (سیدی و همکاران، ۱۳۹۷) شده است.

با در نظر گرفتن عوامل گیاهی، خاکی و اقلیمی مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک می‌بایست به سمت استفاده از ژنوتیپ‌های گیاهی کارا در جذب عناصر غذایی خاک، کاهش تنش‌های محیطی و همچنین بهینه‌سازی کاربرد کودها از طریق اصلاح مقدار، زمان، روش و نوع کودهای مصرفی که منطبق با شرایط خاکی، نیاز فیزیولوژیکی گیاه و شرایط اقتصادی است سوق داده شود (کشاورز و همکاران، ۱۳۹۴).

با توجه به مطالب پیش‌گفته مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در ایران، به صورت استفاده هوشمندانه از ترکیب بهینه منابع آلی، معدنی و زیستی عناصر غذایی در کنار سازگاری با شرایط محیطی و محلی با هدف بهینه‌سازی استفاده از منابع ذاتی خاک در یک سیستم زراعی برای دستیابی به پایداری حاصلخیزی خاک، ارتقای کارایی استفاده از عناصر غذایی، بهبود چرخه عناصر غذایی و تولید مطلوب محصول بدون آسیب رساندن به زیست‌بوم خاک تعریف می‌شود. در جدول (۳) اجزای مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه شامل رقم

گیاهی، کودهای شیمیایی، آلی و زیستی، سیستم زراعی، شرایط اقلیمی، ویژگی‌های خاکی و شرایط اقتصادی و اجتماعی و عملیات اجرایی آن‌ها معرفی شده است.

جدول ۳- اجزای مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در ایران

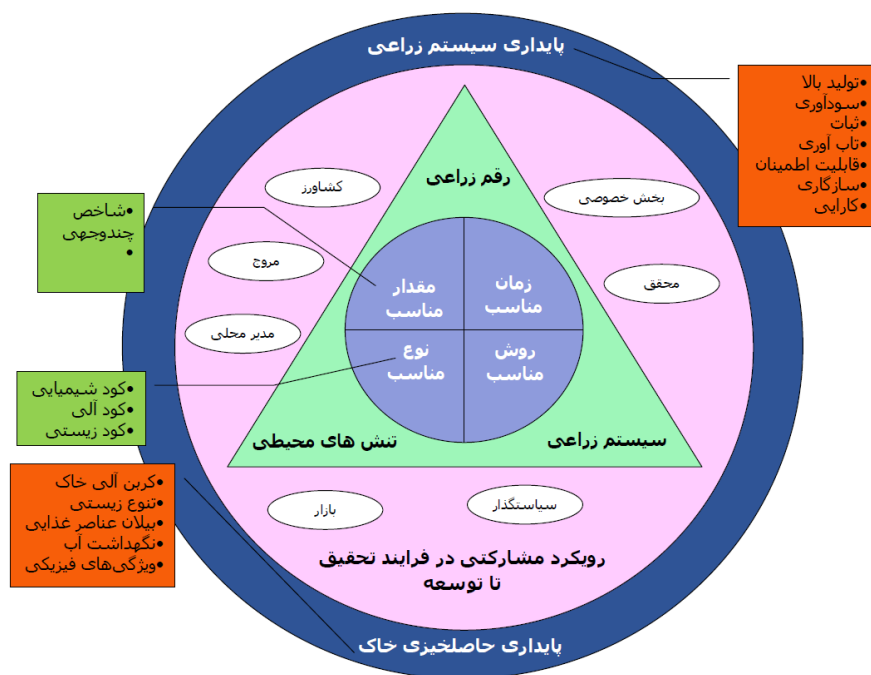
جزء	عملیات اجرایی
رقم زراعی	کشت ارقام پرمحصول کشت ارقام متحمل به خشکی، شوری، آفات و بیماری‌های گیاهی و کارا در جذب عناصر غذایی
کودهای شیمیایی	کاربرد نوع مناسب کود به مقدار مناسب، در زمان مناسب و با روش مناسب توسعه شاخص‌های چندوجهی در تعیین مقدار مناسب کود توجه به معیارهای کیفی محصولات کشاورزی
کودها و مواد آلی	استفاده از کودهای حیوانی کشت کود سبز کاربرد کمپوست مدیریت بقایای گیاهی (حفظ بقایا به جای سوزاندن آن‌ها)
کودهای زیستی	کاربرد محرک‌های زیستی رشد گیاه استفاده از مایه تلقیح قارچ‌های میکوریز استفاده از باکتری‌ها برای افزایش قابلیت استفاده از عناصر غذایی خاک (حل‌کننده فسفات و سیلیکات پتاسیم، ...) استفاده از باکتری‌های تثبیت‌کننده نیتروژن
سیستم زراعی	انجام کشاورزی حفاظتی کشت بقولات در تناوب زراعی کشت تناوبی، کشت مخلوط، کشت تأخیری، کشت نواری کشت متراکم
تنش‌های محیطی	مقاومت، سازگاری و یا کاهش اثرات تنش‌های محیطی (سرما، گرما، خشکی و شوری)
شرایط اقتصادی و اجتماعی	رفتار محلی در مدیریت حاصلخیزی خاک بررسی دسترسی به منابع مختلف آلی و زیستی برای تأمین عناصر غذایی خاک انجام کار مشارکتی با حضور حداکثری ذینفعان در فرایند تحقیق برای توسعه طی نمودن تمام زنجیره ارزشی شامل تبدیل یافته به دستاورد و درنهایت اثربخشی تحلیل اقتصادی یافته‌های پژوهشی

اجتماعی هر منطقه در تأمین عناصر غذایی یا افزایش قابلیت استفاده عناصر غذایی بومی خاک و نیز مقابله با تنش‌ها بهره‌گیری شود؛ بنابراین اتخاذ روش مشارکتی در مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک جزو الزامات این روش محسوب می‌شود. در این رویکرد در گام اول ذی‌نفعان اعم از کارشناسان تخصصی مربوطه (زراعی، اقتصادی، ترویجی، ...) بهره‌برداران، تشکل‌های کشاورزان و بخش خصوصی در فرایند طراحی، اجرا و نظارت بر برنامه مدیریت تلفیقی

برای دستیابی به بهترین مدیریت کوددهی در قالب مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه نحوه کارکرد چهار عامل اصلی مدیریت کود دهی شامل نوع، زمان، مقدار و روش مصرف کودها با سایر اجزای مدیریت زراعی، شرایط اقلیم و خاکی و شرایط اقتصادی و اجتماعی تلفیق می‌گردد (شکل ۳). در مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه سعی بر این است که از انواع کودهای شیمیایی، آلی و زیستی با توجه به شرایط اقتصادی و

حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در ۷۷۰۰ پهنه تولیدی کشاورزی زیرمجموعه ۱۴۴۰ مرکز جهاد کشاورزی کشور مشارکت داده می‌شوند. در گام دوم با مشارکت ذی‌نفعان، ابتدا مسائل و چالش‌های منطقه شناسایی شده و اولویت‌بندی می‌گردد. سپس نیاز غذایی ارقام مختلف گیاهی در سیستم زراعی مستقر در محل تعیین می‌گردد. در نهایت با لحاظ تنش‌های محیطی و شرایط اقتصادی و اجتماعی محل، مقدار، زمان و روش مصرف توأم کودهای شیمیایی، آلی و زیستی بر اساس یافته‌های تحقیقاتی و در قالب بسته مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه تنظیم می‌گردد. در گام سوم فرایند توسعه و انتشار دانش و یافته‌ها^۱ پیگیری می‌شود. در این مرحله، بسته مدیریت

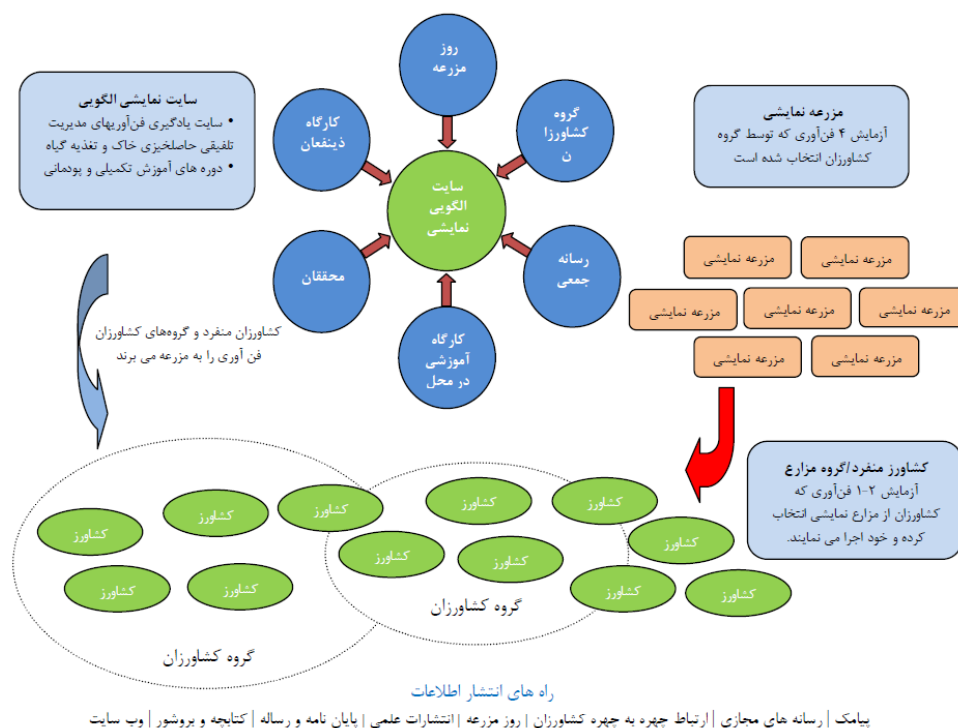
تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه که با شرایط محلی تطبیق داده شده است در مزارع نمایشی و سایت‌های الگویی با مشارکت مروجین پهنه تولیدی و گروه کشاورزان داوطلب تا حصول دستاورد و اثربخشی^۲ در کل منطقه و یا پهنه تولیدی به کار گرفته می‌شود. نکته مهم در این مرحله، استمرار فعالیت‌ها در سایت‌های الگویی به مدت حداقل سه تا پنج سال تا دستیابی به مدل بهینه و توسعه یافته مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه است (صفاری و همکاران، ۱۳۹۸). در طول این فرایند اصلاحات لازم در بسته مدیریتی برای انطباق با شرایط محلی لحاظ شده و بسته نهایی معرفی می‌گردد (شکل ۴).



شکل ۳- چارچوب بهترین مدیریت کوددهی در راهبرد مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه

² -Outcome and Impact

¹ -Output



شکل ۴- تعمیم نتایج به منظور تسریع پذیرش مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه. تأکید بر اختصاص زمان کافی برای کشاورزان جهت سازگاری با فن آوری در گروه کشاورزان قبل از اجرای انفرادی آن

نتیجه گیری

جنبه های اکولوژیکی سیستم زراعی را بهبود بخشیده و مخاطرات زیست محیطی را کاهش دهند ضروری است. لذا انتخاب رویکرد مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه به مفهوم استفاده هوشمندانه از ترکیب بهینه منابع آلی، معدنی و زیستی عناصر غذایی در کنار سازگاری با شرایط محیطی و محلی با هدف بهینه سازی استفاده از منابع ذاتی خاک در یک سیستم زراعی بدون آسیب رساندن به زیست بوم خاک توصیه می شود. در این نوع مدیریت در یک مسیر تکاملی با مشارکت کلیه ذی نفعان رقم گیاهی، کودهای شیمیایی، آلی و زیستی، سیستم زراعی، شرایط اقلیمی و خاکی و شرایط اقتصادی و اجتماعی مدنظر قرار می گیرند.

در یک نگاه کل نگر به اکوسیستم زراعی، برای دستیابی به پایداری حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه با هدف افزایش کارایی استفاده از عناصر غذایی و بهبود حاصلخیزی خاک به ویژه افزایش کربن آلی خاک، نیازمند تغییر نگرش از سطح مزرعه ای به سطح منطقه ای و لحاظ نمودن شاخص های پایداری در توصیه مصرف کودها (شیمیایی، آلی و زیستی) هستیم. از طرف دیگر مدیریت بهینه تغذیه گیاه و افزایش کارایی استفاده از عناصر غذایی می بایست در یک سیستم زراعی و در قالب تناوب زراعی رایج باشد. در یک سیستم کشاورزی پایدار، استفاده از نهاده هایی که

فهرست منابع

۱. اسدی. ه. ۱۳۹۵. بررسی اثربخشی کود زیستی ویژه گندم (فلوایت) بر عملکرد گندم در استان های مختلف کشور. نشریه فنی شماره ۲۰۲۸. موسسه تحقیقات خاک و آب، کرج، ایران.

۲. اسفندیاری اخلاص، ا.، نائل، م.، حمزه‌ئی، ج.، صفری سنجانی، ع.ا.، و م. شکل‌آبادی. ۱۳۹۷. اثر میان‌مدت مدیریت‌های مختلف خاک‌ورزی و گیاه پوششی خلر بر برخی شناسه‌های زیستی کیفیت خاک در زراعت لوبیا. نشریه علوم آب‌و خاک (علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی). ۲۰: ۲۳۵-۲۲۳.
۳. اسماعیلی. م.، گلچین، ا.، و م. س. درودی. ۱۳۷۹. تعیین حد متعادل عناصر غذایی در سیب به روش DRIS. مجله علوم خاک و آب. ۱۲: ۲۶-۲۲.
۴. اسماعیلیان، ی.، گلو، م.، امیری، ا.، و م. حیدری. ۱۳۹۳. اثر کودهای آلی و شیمیایی بر عملکرد، اجزای عملکرد و کیفیت دانه آفتابگردان در شرایط تنش خشکی. نشریه دانش آب‌و خاک. ۲۴: ۱۸۹-۱۷۵.
۵. بازرگان، ک.، بلالی، م. ر.، سعادت، س.، دواتگر، ن.، رضایی، ح.، افتخاری، ک.، غالبی، س.، طهرانی، م. م.، مشیری، ف.، اسدی رحمانی، ه.، فلاح، ع. ر.، شهبازی، ک.، داوودی، م. ح.، و ا. ف. مرادی. ۱۳۹۵. برنامه تحقیقات مدیریت پایدار خاک و آب: مبانی، چالش‌ها و تلفیق فعالیت‌ها. موسسه تحقیقات خاک و آب، کرج، ایران.
۶. بستامی، ا.، و م. مجیدیان. ۱۳۹۴. تأثیر میکوریزا، کود فسفات زیستی و کود دامی بر مقادیر رنگیزه‌های فتوسنتزی و عملکرد گشنیز (*Coriandrum sativum* L.). تولیدات گیاهی. ۶۰: ۴۹-۳۸.
۷. بغدادی، ا. ص.، کاشانی، ع.، گل زردی، ف.، و م. ن. ایلکایی. ۱۳۹۶. مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک برای بهبود عملکرد علوفه ذرت. نشریه پژوهش‌های کاربردی زراعی. ۳۰: ۸۹-۷۵.
۸. بصیرت، م. ۱۳۹۴. تدوین زیر برنامه پژوهشی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در شرایط ویژه تنش‌های زنده و غیرزنده، کشت‌های متراکم، هیدروپونیک، ارگانیک. گزارش نهایی پروژه تحقیقاتی. نشریه شماره ۱۹۶۲. موسسه تحقیقات خاک و آب، کرج، ایران.
۹. بصیرت، م.، حقیقت نیا، ح.، و س. م. موسوی. ۱۳۹۷. ارزیابی و تعیین وضعیت تغذیه‌ای باغات پرتقال رقم والنسیا در جنوب استان فارس. نشریه آب‌و خاک. ۳۲: ۱۵۴-۱۴۳.
۱۰. بلالی، م. ر.، و س. ع. غفاری نژاد. ۱۳۹۸. تحلیل وضعیت حاصلخیزی خاک کشور از دیدگاه مدیریت تلفیقی: چالش‌ها و راهبردها. مجموعه مقالات شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ۸-۵ شهریور ۱۳۹۸. دانشگاه زنجان، زنجان، ایران.
۱۱. بلالی، م. ر.، رضایی، ح.، و ف. مشیری. ۱۳۹۳a. وضعیت حاصلخیزی خاک‌های کشور و ضرورت ارتقای توان آن برای خدمات‌رسانی به تولیدات کشاورزی. ص. ۴۸-۱۷. در کتاب: خاوازی، ک. و همکاران (نویسندگان). برنامه جامع حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه ۱۴۰۱-۱۳۹۳. جلد اول. موسسه تحقیقات خاک و آب، کرج، ایران.
۱۲. بلالی، م. ر.، مشیری، ف.، و ح. رضایی. ۱۳۹۳b. روند تغییرات جمعیت، تولید محصولات کشاورزی و وضعیت منابع خاک و آب. ص. ۱۶-۵. در کتاب: خاوازی، ک. و همکاران (نویسندگان). برنامه جامع حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه ۱۴۰۱-۱۳۹۳. جلد اول. موسسه تحقیقات خاک و آب، کرج، ایران.
۱۳. بلالی، م. ر.، طهرانی، م. م.، مشیری، ف.، بصیرت، م.، کشاورز، پ.، غیبی، م. ن.، سماوات، س.، و م. محمودی. ۱۳۹۴. مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه در ایران: نظریه تا عمل. مجموعه مقالات چهاردهمین کنگره علوم خاک ایران. ۱۸-۱۶ شهریور ۱۳۹۴. دانشگاه ولی عصر رفسنجان، رفسنجان، ایران.
۱۴. حجارپور، ا.، سلطانی، ا.، زینلی، ا.، کشیری، ح.، آینه بند، ا.، و م. ناظری. ۱۳۹۶. ارزیابی خلأ عملکرد گندم (*Triticum aestivum* L.) با استفاده از روش تحلیل مقایسه کارکرد (CPA) در استان گلستان. مجله علوم زراعی ایران. ۱۹: ۸۶-۱۰۱.

۱۵. حسینی، ی.، صالح، ج.، عسکری، م.، و م. بصیرت. ۱۳۹۶. راهنمای تغذیه گیاهی و مدیریت تنش‌های محیطی به‌منظور پیشگیری و مقابله با عارضه زوال مرکبات. نشریه فنی شماره ۵۵۳. موسسه تحقیقات خاک و آب، کرج، ایران.
۱۶. خود شناس. م.، دادپور، م.، اسدی رحمانی، ه.، و م. افشاری. ۱۳۸۵. ارزیابی استفاده از مایه تلقیح ریزوبیوم در مقایسه با مصرف کود نیتروژن در زراعت لوبیا در استان مرکزی. علوم کشاورزی و منابع طبیعی. ۱۳: ۱۱۴-۱۰۵.
۱۷. خیری‌زاده آروق، ی.، سید شریفی، ر.، و ر. خلیل زاده. ۱۳۹۷. کاهش اثرات تنش شوری در تربیتکاله (×) (Triticosecale) با کاربرد کودهای زیستی و روی. مجله پژوهش‌های گیاهی. ۳۱: ۸۸۲-۸۶۹.
۱۸. دریاشناس، ع. م.، و ف. دهقانی. ۱۳۸۱. تعیین حد بهینه عناصر غذایی در انار استان یزد به روش DRIS. نشریه فنی شماره ۱۱۴۰. موسسه تحقیقات خاک و آب .
۱۹. دریاشناس، ع. م.، و ح. رضایی. ۱۳۸۹. تعیین نرم‌های استاندارد دریس (DRIS) برای چغندرقد پاییزه در استان خوزستان. مجله چغندرقد. ۲۶: ۲۰۴-۱۸۳.
۲۰. رجالی، ف.، و ک. خاوازی. ۱۳۷۹. مقایسه کارایی مایه تلقیح‌های سویا تهیه شده در موسسه تحقیقات خاک و آب با انواع مشابه وارداتی. مجله علوم خاک و آب، ۹: ۱۱۳-۱۱۰.
۲۱. رستگار، ح.، و م. س. تدین. ۱۳۸۱. تعیین حد بهینه عناصر غذایی در مرکبات جنوب کشور به روش DRIS. گزارش نهایی پروژه تحقیقاتی. مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی فارس، زرقان، ایران
۲۲. رمرودی، م.، مظاهری، د.، مجنون حسینی، ن.، حسین زاده، ع.، و م. حسینی. ۱۳۸۹. تأثیر گیاهان پوششی، سیستم خاک‌ورزی و کود نیتروژن بر عملکرد سورگوم علوفه‌ای (*Sorgum bicolor* L). علوم گیاهان زراعی ایران. ۴۱: ۷۶۹-۷۶۳.
۲۳. زارع مهرجردی، م. ۱۳۹۱. تعیین شاخص‌های DOP و بررسی وضعیت نیترات در میوه خیار گلخانه‌ای استان یزد. گزارش نهایی پروژه تحقیقاتی. نشریه شماره ۱۹۲۳. موسسه تحقیقات خاک و آب، کرج، ایران.
۲۴. سماوات، س. ۱۳۹۶. بررسی اثر کاربرد کودهای آلی مختلف بر خواص شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی خاک تحت کشت تناوب گندم-ذرت. گزارش نهایی طرح تحقیقاتی. نشریه شماره ۲۱۶۱. موسسه تحقیقات خاک و آب، کرج، ایران.
۲۵. سیدی، م.؛ مجد مف، م.، بابایی نژاد، ت.، و ن. دروگر. ۱۳۹۶. بررسی اثر توأم کودهای شیمیایی و زیستی بر ویژگی‌های کمی و کیفی برخی از ارقام گندم نان در شرایط آب و هوایی شوشتر. علوم به زراعی گیاهی. ۸: ۱۱-۱.
۲۶. شهبازی، ح.، و ع. سپهری. ۱۳۹۶. اثر تاریخ کاشت و مصرف کودهای زیستی و شیمیایی بر عملکرد و اجزای عملکرد بادام‌زمینی. مجله تولید و فرآوری محصولات زراعی و باغی. ۷: ۶۸-۵۷.
۲۷. صباحی، ح.، تکافویان، ج.، مهدوی دامغانی، ع.، و ه. لیاقتی. ۱۳۸۹. بررسی اثر مصرف تلفیقی کودهای دامی، بیولوژیک و شیمیایی بر تولید کلزا (*Brassica napus* L) در شرایط خاک شور استان قم. مجله بوم‌شناسی کشاورزی. ۲: ۲۸۷-۲۹۱.
۲۸. صفاری، ح.، بلالی، م. ر.، و ل. رضاخانی. ۱۳۹۸. تداوم پایداری تغذیه بهینه در مزارع کشاورزان ضمانت تغییر پایدار متوسط تولید محصولات کشاورزی. مجموعه مقالات شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ۸-۵ شهریور ۱۳۹۸. دانشگاه زنجان، زنجان، ایران.
۲۹. طهرانی، م. م.، بلالی، م. ر.، مشیری، ف.، و ع. م. دریاشناس. ۱۳۹۱. توصیه و برآورد کود در ایران: چالش‌ها و راهکارها. مجله پژوهش‌های خاک. ۲۶: ۱۲۳-۱۴۴ .

۳۰. ظفری، ج.، رخزادی، ا.، و ر. طالبی. ۱۳۹۸. اثر کودهای آلی و شیمیایی بر رشد و عملکرد ارقام نخود تحت شرایط دیم. مجله علمی پژوهشی فیزیولوژی گیاهان زراعی. ۱۱: ۱۰۳-۸۵.
۳۱. عاشوری، م.، اصفهانی، م.، عبداللهی، ش.، و ب. ربیعی. ۱۳۹۲. اثر محلول پاشی مکمل های کود آلی بر عملکرد دانه، اجزای عملکرد و خصوصیات کیفی دو رقم برنج. مجله تحقیقات غلات. ۳: ۲۹۱-۳۰۵.
۳۲. علیزاده، پ.، و س. فلاح. ۱۳۹۱. اثر قطع آبیاری و کودهای نیتروژن دار بر رشد، عملکرد و اجزای عملکرد ذرت علوفه ای. فن آوری تولیدات کشاورزی. ۱۲: ۳۷-۲۵.
۳۳. غیبی، ن.، مشیری، ف.، بلالی، م.، ر. طهرانی، م.، م. سماوات، س.، اسدی رحمانی، ه.، ح. رضایی. ۱۳۹۳. نظام برآورد، تولید، تأمین، توزیع و مصرف کود. ص. ۷۱-۱۰۶. در کتاب: خوازی، ک. و همکاران (نویسندگان). برنامه جامع حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه ۱۴۰۱-۱۳۹۳. جلد اول. موسسه تحقیقات خاک و آب، کرج، ایران.
۳۴. قاسم زاده، م.، و ا. اصغرزاده. ۱۳۹۲. بررسی تأثیر تلقیح سویه های مختلف ریزوبیومی و مصرف کود بر عملکرد و اجزای عملکرد نخود بومی نیشابور در خراسان رضوی. پژوهش های حبوبات ایران. ۱: ۵۸-۵۱.
۳۵. قربانیان، د.، رجالی، ف.، و ا. اسمعیلی زاد. ۱۳۹۳. بررسی کارایی همزیستی قارچ های میکورایزا با گیاه ذرت تحت شرایط تنش کم آبی. پژوهش های آب در کشاورزی. ۴: ۶۸۹-۶۷۷.
۳۶. کاظم علیلو، س.، نجفی، ن.، ریحانی تبار، ع.، و م. غفاری. ۱۳۹۶. اثر مصرف تلفیقی کود فسفر و لجن فاضلاب بر شاخص کلروفیل و برخی ویژگی های رشد آفتابگردان در شرایط تنش کم آبی. مجله مدیریت خاک و تولید پایدار. ۷: ۱۸-۱.
۳۷. کشاورز، پ.، مشیری، ف.، طهرانی، م.، م.، و م. ر. بلالی. ۱۳۹۴. راهبردهای مدیریت تلفیقی حاصلخیزی خاک در تولید گندم در ایران. نشریه مدیریت اراضی. ۳: ۷۲-۶۱.
۳۸. کلارستاقی، ک.، و ا. س. سجادی. ۱۳۷۵. حد متعادل عناصر غذایی در چغندر قند با روش DRIS در خراسان. گزارش نهایی پروژه تحقیقاتی. نشریه شماره ۹۹۹. موسسه تحقیقات خاک و آب، کرج، ایران.
۳۹. گودرزی، ک.، و م. حسینی فرهی. ۱۳۸۷. ارزیابی تعادل تغذیه ای در تاکستان های استان کهگیلویه و بویر احمد با استفاده از روش دریس. مجله علوم و فنون باغبانی ایران. ۹: ۵۸-۴۸.
۴۰. مجاب قصرالدشتی، ع.، مقصودی، ع.، بهزادی، ی.، و م. ج. فریدونی. ۱۳۹۶. تأثیر منابع مختلف کودی بر عملکرد و اجزای عملکرد ذرت شیرین. نشریه بوم شناسی کشاورزی. ۱: ۱۸۴-۱۷۱.
۴۱. مردوخی، ب.، رجالی، ف.، و م. ج. ملکوتی. ۱۳۸۷. تأثیر همزیستی میکوریزی بر عملکرد و اجزای عملکرد دو رقم نیمه مقاوم و مقاوم گندم در سطوح مختلف شوری. علوم خاک و آب. ۲۲: ۹۵-۸۳.
۴۲. مستشاری، م. ۱۳۹۳. شناخت ناهنجاری های تغذیه ای و حد مطلوب عناصر غذایی در محصولات زراعی گندم و ذرت استان قزوین. گزارش نهایی پروژه تحقیقاتی. نشریه شماره ۱۸۸۸. موسسه تحقیقات خاک و آب، کرج، ایران.
۴۳. مستشاری، م.، گلمحمدی، م.، و م. پیله فروش. ۱۳۹۰. تعیین انحراف از حد بهینه عناصر پرمصرف و کم مصرف باغات زیتون در استان قزوین. هفتمین کنگره علوم باغبانی. ۱۴ شهریور ۱۳۹۰. دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران.
۴۴. مشیری، ف.، و ن. زاهدی فرد. ۱۳۹۸. بیان عناصر غذایی در خاک های کشاورزی ایران. مجموعه مقالات شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ۷-۵ شهریور ۱۳۹۸. دانشگاه زنجان، زنجان، ایران.
۴۵. مشیری، ف.، و س. سماوات. ۱۳۹۶. مدیریت کربن آلی خاک در اراضی کشاورزی ایران چالش ها و راهکارها. مجموعه مقالات پانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ۸-۶ شهریور ۱۳۹۶. دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران.

۴۶. مشیری، ف.، و س. م. موسوی. ۱۳۹۷. وضعیت کارایی مصرف کود در ایران: چالش‌ها و راهکارها. دوازدهمین کنگره پیشگامان پیشرفت. ظرفیت‌ها، چالش‌ها و تدابیر پیشرفت ایران. ۲۲ آذرماه ۱۳۹۷. دانشگاه الزهراء، تهران، ایران.
۴۷. مشیری، ف.، ضیائی‌ان، ع. ح.، فروهر، م.، کلهر، م.، سبطی، م.، و ح. ملاحسینی. ۱۳۹۸. اثر کاربرد توأم کود گاوی و سوپرفسفات تریپل بر بهره‌دهی سیستم زراعی و بیلان فسفر خاک طی دو سال کشت تناوبی گندم-ذرت علوفه‌ای. مجموعه مقالات شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ۷-۵ شهریور ۱۳۹۸. دانشگاه زنجان، زنجان، ایران.
۴۸. مصلحی، ن.، نیک نژاد، ی.، فلاح آملی، ه.، و ن. خیری. ۱۳۹۵. اثر کاربرد تلفیقی کودهای شیمیایی، آلی و زیستی بر برخی صفات مروفیز یولوژیکی برنج (*Oryza sativa* L.) رقم طارم هاشمی. فصلنامه علمی پژوهشی فیزیولوژی گیاهان زراعی - دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز. ۸: ۱۰۳-۸۷.
۴۹. ناصری، ر.، مهرشاد، ب.، زارع، م.، خاوازی، ک.، و ز. طهماسبی. ۱۳۹۶. اثر باکتری‌های افزایش‌ده رشد و قارچ میکورایزا بر رشد و عملکرد گندم در شرایط دیم. نشریه زیست‌شناسی خاک. ۱: ۶۷-۴۹.
۵۰. نصیری محلاتی، م.، کوچکی، ع.، رضوانی، پ.، و ع. بهشتی. ۱۳۹۵. اگر واکولوژی (ترجمه). انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد، ۴۶۰ صفحه.
۵۱. یداللهی، پ.، و م. ر. اصغری‌پور. ۱۳۹۴. تأثیر کیفیت آب آبیاری و تیمارهای مختلف کودی بر جذب عناصر در گیاه دارویی گاوزبان اروپایی. تحقیقات کاربردی اکوفیزیولوژی گیاهی. ۲: ۱۲۰-۱۰۵.
52. Al-Busaidi, A., Yamamoto, T., Inoue, M., Eneji, A. E., Mori, Y., and M. Irshad. 2008. Effects of zeolite on soil nutrients and growth of barley following irrigation with saline water. *Journal of Plant Nutrition*. 31: 1159-1173.
53. Antolin, M. C., Muro, I., and M. Sanchez-Diaz. 2010. Application of sewage sludge improves growth, photosynthesis and antioxidant activities of nodulated alfalfa plants under drought conditions. *Environ. Exp. Bot.* 68: 75-82
54. Anwar, M., Patra, D. D., Chand, S., Alpesh, K. Nagvi, A. A. and S. P. S. Khanuja. 2005. Effect of organic manures and inorganic fertilizer on growth, herb and oil yield, nutrient. Accumulation, and oil quality of French basil, communication in soil. *And plant Analysis* 36: 1737-1746.
55. Bahrani, M.J., Raufat, M. H., and H. Ghadiri. 2007. Influence of wheat residue management on irrigated corn grain production in a reduced tillage system. *Soil and Tillage Research*. 94: 305-309.
56. Baligar, V. C., and N. K. Fageria. 2015. Nutrient use efficiency in plants: An overview. In: A. Rakshit et. Al. (eds.), *Nutrient use efficiency: from basics to advances*. Springer, India.
57. Cardoso, E. J. B. N., Vasconcellos, R. L. F., Bini, D., Miyauchi, M. Y. H., Santos, C. A. D., Alves, P. R. L., Paula, A. M., Nakatani, A. S., Pereira, J. M., and M. A. Nogueira. 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effect of use and management on soil health? *Sci. Agric.* 70: 274-289.
58. Daei, H., Ardekani, M. R., Rejali, F., Teimuri, S., and M. Miransari. 2009. Alleviation of salinity stress on wheat yield, yield component, and nutrient uptake using arbuscular mycorrhizal fungi under field conditions. *Journal of Plant Physiology*. 166: 617-625.
59. Doan, T. T., Henry-des-Tureaux, T., Rumpel, C., Janeau, J. L. and P. Jouquet. 2015. Impact of compost, vermicompost and biochar on soil fertility, maize yield and soil erosion in Northern Vietnam: A three years mesocosm experiment. *Science of the Total Environment*. 514: 147-154.
60. El Sheikha, A. F. 2016. Mixing manure with chemical fertilizer, why? and what is after? *Nutrition and Food Technology*. 2: 1-5.
61. Fairhurst, T. 2012. *Handbook for integrated soil fertility management*. Africa Soil Health Consortium, Nairobi.
62. FAO. 2005. *Fertilizer use by crop in the Islamic republic of Iran*. Rome, Italy.
63. FAO. 2006. *Plant nutrition for food security. A guide for integrated nutrient management*. FAO Fertilizer and plant nutrition bulletin. Rome, No 16, 347p.

64. Farooq, M., A. Wahid, N. Kobatashi, D. Fujita and S. M. A. Basra. 2009. Plant drought stress: effects, mechanisms and management. *Agron. Sustain. Dev.* 29: 185-212.
65. Gang, X. M., Chu, L. D., Mei, L. J., Zhu, Q. D., Yagi, K. and Y. Hosen. 2008. Effects of organic manure application with chemical fertilizers on nutrient absorption and yield of rice in hunan of southern china. *Agricultural Sciences in China*. 7: 1245-1252.
66. Gram, G., Roobroeck, D., Pypers, P., Six, J., Merckx, R., and B. Vanlauwe. 2020. Combining organic and mineral fertilizers as a climate-smart integrated soil fertility management practice in sub-Saharan Africa: A meta-analysis. *PloS one*. 15: e0239552.
67. Hamdallah, G. 2000. Soil fertility management: the need for new concepts in the region. Proceedings of the regional workshop on soil fertility management through farmer field schools in the Near East. 2-5 October 2000, Amman, Jordan.
68. Hilhorst, T., and C. Toulmin. 2000. Policy and best practices document. Integrated soil fertility management. Dutch Ministry of Foreign Affairs, The Hague, 64p.
69. IFDC. 2002. Collaborative research programme for soil fertility restoration and management in resource-poor areas of Sub-Saharan Africa. Technical Bulletin IFDC-T-67, IFDC, Muscle Shoals, AL.
70. Khan, M. N., Mobin, M., Abbas, Z. K. and S. A. Alamri. 2018. Fertilizers and their contaminants in soils, surface and groundwater. *Encyclopedia of Anthropocene*. 5: 225-240.
71. Lal, R., Mokma, D., and B. Lowery. 1999. Relation between soil quality and erosion. PP. 39-56. In: R. Lal, (Eds.). *Soil Quality and Soil Erosion*, Soil and Water Conservation Society and CRC Press, Boca Raton.
72. Liu, C. Y., Zhang, F., Zhang, D. J., Srivastava, A.K., Qiang-Sheng, W., and Z. Ying-Ning. 2018. Mycorrhiza stimulates root-hair growth and IAA synthesis and transport in trifoliate orange under drought stress. *Sci. Rep.* 8: 1-9.
73. Miransari, M., Bahrami, H. A., Rejali, F., and M. J. Malakouti. 2008. Using arbuscular mycorrhiza to alleviate the stress of soil compaction on wheat (*Triticum aestivum* L.) growth. *Soil Biology and Biochemistry*. 40: 1197-1206.
74. Moshiri, F., Samavat, S., and M. R. Balali. 2017. Soil organic carbon: A key factor of sustainable agriculture in Iran. pp. 492-496. Proceedings of the global symposium on soil organic carbon. 21-23 March, 2017. FAO, Rome, Italy.
75. Mostashari, M., Khosravinejad, A., and M. Golmohammadi. 2018. Comparative study of DOP and CND methods for leaf nutritional diagnosis of vitis vinifera in Iran. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 49: 576-584.
76. Motesharezadeh, B., Etesami, H., Bagheri-Novair, S., and H. Amirmokri. 2017. Fertilizer consumption trend in developing countries vs. developed countries. *Environmental monitoring and assessment*. 189: 103.
77. Mugwe, J., Ngetich, F., and E. Oduor Otiengo. 2019. Integrated soil fertility management in sub-saharan Africa: Evolving paradigms toward integration. In W. Leal Filho et. al., (Eds.). *Zero hunger*. Springer, Switzerland.
78. Nasri, R., Kashani, A., Paknejad, F., Vazan, S., and M. Barary. 2014. Effect of pre-sowing plants and different nitrogen levels on the yield and yield components of wheat (*Triticum aestivum* L.). *International Journal of Biosciences*. 5: 157-166
79. Pirdashti, H., Motaghian, A., and M. A. Bahmanyar. 2010. Effect of organic amendments application on grain yield, leaf chlorophyll content and some morphological characteristics in soybean cultures. *Journal of Plant Nurture* 33: 485-495.
80. Rajasekaran, S., Sundaramoorthy, P. and K. Sankar Ganesh. 2015. Effect of FYM, N, P fertilizers and biofertilizers on germination and growth of paddy (*Oryza sativa* L.). *International Letters of Natural Sciences*. 35: 59-65.
81. Roussos, P. A., Gasparatos, D., Kechrologou, K., Katsenos, P., and P. Bouchagier. 2017. Impact of organic fertilization on soil properties, plant physiology and yield in two newly planted olive (*Olea europaea* L.) cultivars under Mediterranean conditions. *Scientia Horticulturae*, 220: 11- 19.
82. Srivastava, A. K., Malhotra, S. K., and N. K. Krishna Kumar. 2015. Exploiting nutrient-microbe synergy in unlocking productivity potential of perennial fruits: a review. *Ind. J. Agric. Sci.* 85: 459-481

83. Srivastava, A.K. 2020. Climate-smart integrated soil fertility management in fruit crops: An overview. In *Fruit Crops*. Elsevier. Pp: 521-540.
84. Srivastava, A.K., Paithankar, D.H., Venkataramana, K.T., Hazarika, B., and P. Patil. 2019. INM in fruit crops sustainable quality production and soil health. *Indian J. Agric. Sci.* 89: 379–395.
85. Stewart, W. M., Dibb, D. W., Johnston, A. E., and T. J. Smyth. 2005. The contribution of commercial fertilizer nutrients to food production. *Agronomy Journal*. 97:1-6.
86. TSBF-CIAT. 2005. Integrated soil fertility management in the tropics: From knowledge to implementation: TSBF-CIAT's strategy and work plan 2005–2010. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, Columbia.
87. Vanlauwe, B., Bationo, A., Chianu, J., Giller, K. E., Merckx, R., Mkwunye, U., Ohiokpehai, O., Pypers, P., Tabo, R., Shepherd, K. D., Smaling, E. M. A., Woomer, P. L., and N. Sanginga. 2010. Integrated soil fertility management: Operational definition and consequences for implementation and dissemination. *Outlook on Agriculture*. 39: 17-24.
88. Vanlauwe, B., Descheemaeker, K., Giller, K. E., Huising, J., Merckx, R., Nziguheba, G., Wendt, J., and S. Zingore. 2015. Integrated soil fertility management in sub-Saharan Africa: unravelling local adaptation. *Soil*. 1:491-508.
89. Witt, C. 2003. Fertilizer use efficiencies in irrigated rice in Asia. Proceedings of the IFA regional conference for Asia and the Pacific. 6-8 October 2003. Cheju Island, Republic of Korea.
90. Wu, Q. S., Srivastava, A. K., and M. Q. Cao. 2016b. Systematicness of glomalin in roots and mycorrhizosphere of a split-root trifoliate orange. *Plant Soil Environ*. 62: 508–514.
91. Zarea, M. J., Ghalavand, A., Mohammadi Goltapeh. E., and F. Rejali. 2009. Role of clover species and AM Fungi (*Glomus mosseae*) on forage yield, nutrients uptake, nitrogenase activity and soil microbial biomass. *Journal of Agricultural Technology*. 2: 337-347
92. Zayed, B. A., Elkhoby, W. M., Salem, A. K., Ceesay, M., and N. T. Uphoff. 2013. Effect of integrated nitrogen fertilizer on rice productivity and soil fertility under saline soil conditions. *Journal of Plant Biology Research*. 2: 14-24.

ارزیابی اراضی، ضرورت دستیابی به توسعه پایدار

نورایر تومانیان^۱ و علی زین الدینی میمند

دانشیار پژوهش، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات، آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج

کشاورزی، اصفهان، ایران. norairtoomanian@gmail.com

استادیار پژوهش، موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران. ali_zeinadin@yahoo.com

چکیده

با ارائه مفاهیم و مؤلفه‌های پایداری زیست‌بوم طبیعی، پتانسیل زیست‌بوم خاک برای دستیابی به پایداری طبیعت، سعی شده نقش علم ارزیابی در رسیدن به این اهداف تعریف شود. در این مقاله با تشریح مفاهیم و اجزاء پایداری زیست‌بوم، کارکرد زیست‌بومی خاک و ارائه مسیر راه برای حصول به پایداری محیط‌زیست در تبیین جایگاه و نقش ارزیابی اراضی در این مسیر تشریح شود. اگرچه علم ارزیابی پایه و اساس فرآیندهای تصمیم‌گیری و سیاست‌گذاری است، اما هنوز به‌درستی و روشمند در جهت بهینه‌سازی مدیریت کلی و همه‌جانبه مورد استفاده قرار گرفته نشده است. در حقیقت، ارزیابی محیطی با هر تعریف و یا با هر روش اجرائی آن، حلقه مفقوده‌ای فرآیندهای تصمیم‌گیری و سیاست‌گذاری در نظام مدیریت پایدار است و از آنجائی که علم ارزیابی ارتباط دهنده تمام علوم محیط زیستی، اقتصادی و صنعتی است، باید بیشتر مورد توجه قرار گیرد. ارزیابی اراضی، با تعیین وضعیت خصوصیات ترکیبی خاک از قبیل کیفیت، انحطاط، انعطاف‌پذیری، امنیت، سلامت، بهره‌وری، رفتار و کارایی همراه با ارزیابی خصوصیات عملکردی و خدمات زیست‌بومی خاک‌ها، نقش آن‌ها را در مسیر مدیریت جامع زمین روشن می‌نماید و امکان ارتقاء کیفیت زندگی در کره خاکی را مهیا و پایدار می‌نماید.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی اراضی، حلقه مفقوده، مدیریت پایدار خاک

مقدمه

اراضی یکی از با ارزش ترین منابعی هستند که برای انسان به ودیعه گذاشته شده اند. اراضی تغذیه کننده جوامع بشری و پایدارکننده سیستم اقتصادی کشورها هستند. حدود ۲/۵ بیلیون کشاورز با استفاده مستقیم از اراضی، حدود ۸۰ درصد مواد غذایی دو قاره آسیا و آفریقا را تولید می نمایند. زنگ خطر انحطاط این منابع، با اینکه با صدای بلند به گوش می رسد، ولی کسی توجهی به آن ندارد. انحطاط این اراضی بیشتر از طریق فرسایش، تخلیه مواد غذایی، اسیدی شدن، شور شدن، متراکم و آلوده شدن حادث می شود. با توجه به افزایش سریع جمعیت جهان و نیاز به مواد غذایی، سوخت و پوشاک هر چه بیشتر، سطوح کشت اراضی زراعی و باغی با تغییر کاربری مراتع و جنگل ها افزایش می یابد. این افزایش بی محابای سطوح زیر کشت همراه با اثرات تغییر اقلیم، مطمئناً به پایداری برنامه ریزی شده منتهی نمی گردد (برنامه زیست محیطی سازمان ملل، ۲۰۱۶).

سیاستگذاران و تصمیم سازان همواره از خود سؤال می نمایند که با توجه به افزایش تقاضای آتی برای تولیدات مواد غذایی، سوخت و پوشاک، چگونه می توان بدون تعرض به منابع اراضی غیر کشاورزی به پایداری رسید؟ یکی از عاقلانه ترین جواب ها به سؤال بالا، استفاده از اراضی با توجه به پتانسیل آنها است. در این راستا ارزیابی توانائی های اراضی و فاکتورهای کنترل کننده آن حلقه مفقوده ای هستند که تاکنون به خوبی مورد توجه قرار نگرفته اند. با به کارگیری سیستم و تکنولوژی های نوین، حفظ کارآمدی استفاده های متناسب از اراضی می توان مدیریت زیست بوم را تا حصول پایداری زندگی ارتقاء داد. ارزیابی اراضی، با مشخص کردن میزان نقش آفرینی اراضی در مسیر تجزیه و تحلیل ها، یکی از پایه ها و ارکان اصلی روش های جدید مدیریت زیست بوم و برنامه ریزی محیطی محسوب می شود.

گسترده گی کاربرد علم ارزیابی را نباید منحط به امور کشاورزی دانست، بلکه باید وظیفه کلی آنها در

حیطه بررسی چگونگی استفاده بهینه از اجزاء محیطی (منابع مختلف) در مسیر مدیریت کلان زیست بوم جویا شد. ارزیابی منابع، در مسیر استفاده کاربردی از علوم مختلف و پایداری زندگی بشری روی کره زمین، نقش یک فضای حد واسطی را دارد که با تجزیه تحلیل اطلاعات محیطی (مأخوذ از پایگاه داده های خاک، اقلیم، آب و اجزاء دیگر زیست بوم) و ارزش دهی (کلاس بندی) عوامل تأثیرگذار، تفاسیر و برآوردهای خود از میزان کارایی و پایداری منابع طبیعی تحت استفاده های مختلف را در اختیار کاربران مختلف از قبیل برنامه ریزان، سیاست گذاران و مدل های همه جانبه نگر تصمیم ساز قرار می دهد. اهداف والای ارزیابی منابع در حقیقت، برنامه ریزی منابع اراضی برای مدیریت جامع و استفاده پایدار از زمین می باشد (زیادت و همکاران، ۲۰۱۷).

علم ارزیابی به عنوان مشخص کننده میزان هماهنگی یا انحراف سیستم از پتانسیل تحمل آن یا میزان انحراف فعالیت سیستم از اهداف تعریف شده، شناخته می شود. مدل های ارزیابی کننده بر فعالیت سیستم هایی اجرا می شوند که تحت تأثیر تغییری منتج از فعالیت های طبیعی یا انسانی (خواسته یا ناخواسته) قرار داشته باشند. فرایند ارزیابی می تواند بر روند و جریان حذف تغییرات طی زمان و یا بر نتایج نهایی تغییرات سیستم اعمال گردد. از طرف دیگر هدف ارزیابی تشخیص و ارائه انتخاب های مدیریتی لازم، با اعمال تغییرات اختیاری (تناسب اراضی)، یا در نظر گرفتن تغییرات طبیعی و انسانی (تهدیدات خاک، برنامه ریزی استفاده بهینه از اراضی) بر سیستم می باشد. مطالعات ارزیابی، بدون توجه به رویکرد اعمال شده و نوع، سادگی یا پیچیدگی و دامنه گسترش یا یکپارچگی مدل انتخابی، دارای یک هدف غائی هستند و آن ایجاد سناریوها یا تفاسیر لازم از کارایی و پایداری استفاده های متفاوت اعمال شده در منابع محیطی به جهت ارائه آنها به تصمیم گیرندگان و برنامه ریزان برای اعمال مدیریت های کارا و پایدار متناسب با اهداف و دورنماهای تعریف شده می باشند. علم ارزیابی برای جامع عمل

پوشاندن مقاصد و انجام وظایف ذاتی و متعالی نمودن اهداف خود، باید تفاسیر و سناریوهای مدیریتی لازم در مورد مفاهیم سلسله مراتبی زیر را برای زیست‌بوم‌های موردنظر تکمیل و ارائه نماید تا در مدیریت جامع زیست‌بوم، نقش خود را ایفا کرده باشد.

ارائه مفاهیم جدید مطرح در علم ارزیابی، نمایان کردن گرایش‌های علمی بسیار زیادی که از علم ارزیابی انتظار راهگشایی دارند و دامنه گسترده‌ای از مفاهیمی که ارزیابی باید در تعامل با آن‌ها سناریوهای مدیریتی لازم را ارائه نماید، مشخص کردن وظایف ذاتی علم ارزیابی در مسیر مدیریت پایدار منابع و تبیین ارتباط مفهومی و ذاتی خاک با خدمات زیست‌بومی، جزء اهداف این مقاله می‌باشد. مضافاً، این مقاله سعی در نشان دادن ارتباط ذاتی و مفهومی علم ارزیابی با وظایف زیست‌بومی و آرمان‌های توسعه‌ای پایداری^۱ تعریف‌شده برای خاک را دارد.

روند توسعه علم ارزیابی

نگرش‌های مختلف ارزیابی خاک، به‌صورت مفاهیمی متفاوتی، از دیرباز ارائه‌شده است. در شواهدی حتی قبل از شروع کتابت بشر، به ارزیابی اراضی اشاره‌شده است. آثاری از این موضوع را می‌توان در کتاب‌های چینی باستان مانند "یانگ" و "ژولی"، مربوط به سلسله ژیا (۲۰۷۰-۱۶۰۰ قبل از میلاد) و سلسله ژو (۱۰۴۸-۲۵۶ قبل از میلاد) دید (هاریسون و همکاران، ۲۰۱۰) و در کار نویسندگان رومی مانند کولوملا یافت که اشاره‌ای به ارزیابی اراضی شده است (وارکنتین، ۱۹۹۵).

علم ارزیابی اراضی در کشورهای اتحاد جماهیر شوروی (سابق) و آلمان، قبل از جنگ جهانی دوم، برای تعیین ارزش حاصلخیزی و تخمین میزان تولید اراضی برای اولین بار استفاده‌شده است. توسعه این علم بیشتر در دوره گسترش تولید کشاورزی، برای تعیین بهترین استفاده زراعی ممکن، اتفاق افتاده است. بعد از جنگ جهانی دوم،

در بعضی از کشورهای غربی، در مسیر یکپارچه‌سازی اراضی و کشت متراکم، ارزیابی اراضی برای ارزش‌گذاری اراضی و مبادله آن‌ها استفاده گردید. در خلال دهه‌های ۸۰ و ۹۰ قرن بیستم میلادی، علم ارزیابی به‌عنوان رکن اصلی در مقیاس‌های مختلف برنامه‌ریزی استفاده از اراضی کشورهای مختلف استفاده گردید. برنامه‌ریزی استفاده از اراضی در برنامه‌های توسعه ملی یا محلی توسط بخش‌های دولتی یا کاربران خصوصی در کشورهای پیشرفته یا در حال پیشرفت بکار گرفته شدند. متأسفانه چون کارایی اراضی تخصیص‌یافته به استفاده‌های مختلف، به‌جز پتانسیل خاک یا اراضی، به فاکتورهای سیاسی-اجتماعی و اقتصادی وابستگی شدید دارند، لذا در بعضی کشورها از اجرای برنامه‌های ارزیابی اراضی استقبال نشد. عدم توجه کشورها به علم ارزیابی می‌تواند به این دلیل باشد که فرآیند مدیریت جامع اراضی وابستگی شدیدی به کیفیت داده‌ها و اطلاعات ورودی این برنامه‌ها مثل کیفیت خاک‌ها، آب قابل‌دسترس، تنوع زیستی و اقلیم دارد و از طرف دیگر فرآوری این داده‌ها و اطلاعات نیاز شدید به بودجه کافی، کفایت برنامه‌ریزی، مهیا بودن زیرساخت‌ها، وجود نیروی کار متخصص داشته، نتیجتاً فرآیند اجرائی ارزیابی و مدیریت پایدار اراضی بدون استفاده از فاکتورهای مدیریتی، نوع استفاده از اراضی، شرایط سیاسی-اجتماعی و اقتصادی کارایی لازم را نداشته است (زیادت و همکاران، ۲۰۱۷).

شروع استفاده از علم ارزیابی اراضی در ایران به سال ۱۳۳۱، زمانی که سدسازی در ایران شروع و نیاز به ارزیابی اراضی پایاب آن‌ها برای اجرای طرح‌های کشاورزی آبی احساس شد، بر می‌گردد. به همین منظور توسط کارشناسان ایرانی و کارشناسان فائو از جمله ماehler^۲، دستورالعملی تهیه شد (نشریه ۲۰۵) که تا سال ۱۳۴۹ مورد استفاده کارشناسان خاکشناسی قرار می‌گرفت (ایوبی و جلالیان، ۱۳۸۹). در سال ۱۳۴۹، این دستورالعمل با اصلاحاتی تحت عنوان راهنمای طبقه‌بندی

^۲-Mahler

^۱- Sustainable development goals (SDGs)

اراضی برای آبیاری توسط مؤسسه تحقیقات خاک و آب ترجمه شد. مطالعات ارزیابی اراضی برای استفاده‌های اصلی نیز از سال ۱۳۴۶ با همکاری کارشناسان فائو در سراسر کشور آغاز شد. در این ارتباط از سال ۱۳۴۹، نشریه فنی شماره ۲۱۲ خاک و آب به‌عنوان راهنمای مطالعات ارزیابی منابع و قابلیت اراضی مورد استفاده قرار گرفته است. پس از آن، مطالعات ارزیابی منابع و قابلیت اراضی در سراسر کشور توسط بخش تحقیقات ارزیابی اراضی مؤسسه تحقیقات خاک و آب انجام گرفت. نتایج این مطالعات، نقشه‌های ارزیابی منابع و قابلیت اراضی با مقیاس ۱/۲۵۰۰۰۰ و ۱/۱۰۰۰۰۰ برای همه استان‌های کشور به‌جز سیستان و بلوچستان، کرمان و سمنان بوده است. این نقشه‌ها شامل اطلاعاتی در خصوص استفاده‌های کلی از اراضی است و عوامل محیطی مؤثر بر نوع استفاده از اراضی در حد امکان و متناسب با مقیاس مطالعات به‌صورت کیفی ارائه شده است. به‌رغم اطلاعات ارزشمندی که این نقشه‌ها در بردارند، اما با توجه به مقیاس آن‌ها برای برنامه‌ریزی در مقیاس مدیریت پذیر مناسب نیستند و مطالعات تکمیلی و تهیه نقشه‌هایی با مقیاس بزرگ‌تر مورد نیاز است. در دهه‌های بعد، توجه خاصی به مطالعات ارزیابی تناسب اراضی برای محصولات خاص زراعی و باغی به روش ارائه‌شده توسط فائو شده است. در این راستا مطالعات ارزیابی تناسب اراضی در استان‌های مختلف کشور انجام گردید.

مدل‌های مدرن‌تر ارزیابی اراضی (برنامه‌ریزی استفاده از اراضی پیشرفته) نه‌فقط استفاده از اراضی مناسب را ارائه می‌نمایند، بلکه برای کاربران و تصمیم‌گیرندگان، سناریوهای مختلف مدیریتی که موجب افزایش بهره‌وری و پایداری می‌شوند را نیز ارائه می‌نمایند. تصمیم‌گیرندگان و برنامه‌ریزان برای تشخیص و به‌کارگیری بهترین نوع استفاده در سطوح مختلف اراضی به کمک مدل‌سازان و طراحان الگوهای ارزیابی‌کننده دارند تا در مدیریت پایداری تولید از منابع نقش داشته باشند.

چون فاکتورهای دخیل و اجزاء برنامه‌های مدیریت پایدار با تغییر شرایط، توسعه و پیشرفت دائم در حال تغییر هستند، نقش مدل‌سازان و طراحان الگوهای ارزیابی بارزتر می‌شود. از طرف دیگر، تغییر ارزش زمین تحت تأثیر شرایط اجتماعی-اقتصادی، تغییر اقلیم و شوک‌های حاصل از بحران‌های محیطی و تغییرات دائم بازار بر نتیجه نهایی اثر قابل‌توجهی دارند، لذا مدل‌ها یا سیستم‌های ارزیابی‌کننده (برنامه‌ریزی منابع اراضی) باید انعطاف‌پذیری و پویایی لازم را برای در نظر گرفتن تغییرات فوق داشته باشند. از این منظر، در فرآیند برنامه‌ریزی مدیریت پایدار، فعالیت توأم تصمیم‌سازان، سیاست‌گذاران و متخصصین ارزیابی اجتناب‌ناپذیر است. بدین‌وسیله اهمیت برنامه‌ریزی استفاده از منابع اراضی در مدیریت پایدار اراضی و ارائه سناریوهای مختلف سازگار با اهداف ملی هرچه بیشتر نمایان می‌گردد.

ارزیابی و جنبه‌های زیست‌بومی خاک

خدمات زیست‌بومی^۱ خاک

خدمات زیست‌بومی خاک بستگی به ویژگی‌های خاک و تعامل آن‌ها دارد و عمدتاً تحت تأثیر استفاده و مدیریت آن قرار دارند. از طرف دیگر تهدیدات خاک^۲ (روش‌های انحطاط خاک) از قبیل زمین‌لغزش، فرسایش، کاهش کربن خاک و تنوع زیستی که منجر به تخریب خاک می‌شوند یک چالش جدی جهانی برای امنیت غذایی و پایداری اکوسیستم است. چون خدمات زیست‌بومی با بسیاری از توابع خاک پیوند ناگسستنی دارند (دومیناتی و همکاران، ۲۰۱۴)، لذا باید در مدیریت کلان جامعه، در مسیر تأمین رفاه انسان‌ها، در فرآیند تولید مواد غذایی و خدمات زیست‌بومی به خاک توجه بیشتری معطوف شود (مک براتنی و همکاران، ۲۰۱۴). ارتباط خصوصياتی مثل کربن آلی خاک، شن، سیلت، رس و اجزاء درشت، واکنش خاک، عمق سنگ مادر، وزن مخصوص ظاهری، ظرفیت آب قابل‌دسترس، ظرفیت

^۱ - Ecosystem Services

^۲ - Soil Treats

خدمات زیست‌بومی هستند که به‌نوبه خود به آرمان‌های توسعه پایدار کمک می‌کنند (SDGs). این چارچوب جامع، بعضی از تعاملات بیوفیزیکی پیچیده غالباً غیرخطی خاک را در خود پنهان دارد. مضاف براین پیچیدگی بیوفیزیکی درهم‌تنیده، تعاملات با جامعه بشری و نظام اجتماعی و اقتصادی، پیچیدگی مدیریت و بهره‌برداری از محیط‌زیست را به‌مراتب افزایش می‌دهد (بوما ۲۰۱۹).

آرمان‌های توسعه‌ای پایدار

وقتی تولید مواد غذایی، دسترسی به آب، تعامل با تغییرات آب و هوا و حفظ تنوع زیستی و دیگر خدمات زیست‌بومی خاک و اراضی مدنظر باشد، آرمان‌های توسعه پایدار سازمان ملل متحد یک رویکرد عالی برای نشان دادن اهمیت خاک و تأثیر آن بر جامعه بشری است. برای علوم محیطی، از جمله علم خاک‌شناسی، SDGs ها افق مشخصی برای تحقیقات آینده روشن می‌نمایند ولی سؤال در مورد چگونگی سازماندهی تحقیقات مؤثر همچنان باقی خواهد ماند. هفده آرمان توسعه پایدار (SDGs) در سال ۲۰۱۵ توسط نمایندگان ۱۹۳ کشور در جلسه مجمع عمومی سازمان ملل تصویب شده‌اند که مفهوم توسعه پایدار را در سراسر جهان معنی نموده است. این آرمان‌ها شامل مجموعه‌ای از اهداف و شاخص‌هایی هستند که جهان باید تا سال ۲۰۳۰ به آن نائل شود. این یک چالش واقعی برای جامعه علمی و مطمئناً علم خاک‌شناسی است (بوما ۲۰۱۹). چون چگونگی دستیابی به این آرمان‌ها، اهداف و شاخص‌ها هنوز در معرض ابتکارات ویژه‌ای از سوی دولت‌های ملی و محلی و سازمان‌های مربوطه و نیز گروه‌های اقدامات شهروندی است و آن‌ها در مراتب بعدی نیازمند مشاوره از طرف جوامع پژوهشی هستند. تعریف آرمان‌های ۱۷ گانه به‌صورت بسیار گسترده انجام‌شده است و گرایش‌های علمی باید نقش مربوطه را در ایجاد سناریوهای احتمالی که منجر به تحقق اهداف می‌شوند، به عهده بگیرند. مزیت عمده تمرکز بر SDGs ها جنبه ساختار سازی فرایندهای تحقیقاتی در کل جهان است، زیرا تحقیقات خاک در یک مشارکت جهانی و

تبادل کاتیونی، هدایت الکتریکی، خلل و فرج خاک و نفوذپذیری هوا، نفوذپذیری آب و شرایط آبگذری، موجودات زنده خاک، ساختمان و خاک دانه‌سازی، دمای خاک، کانی‌های خاک و لایه‌های نفوذناپذیر عمقی، توسط ادهیکاری و هارتمینک (۲۰۱۶) با توابع خاک^۱ و خدمات زیست‌بومی تشریح شده است. در فرایند نیل به آرمان‌های توسعه‌ای پایدار^۲ (SDGs)، چرخه مطالعات و جریان مفهومی ارتباط خصوصیات و فرایندهای خاک به خدمات زیست‌بومی برای فراهم آوری نیازهای انسانی در شکل ۱ نشان داده شده است. گذر از هر جزء به دیگری با انجام مطالعات ارزیابی امکان‌پذیر است، یعنی با دسته‌بندی و ارزش‌گذاری ورودی‌های سنجه پائین تر، کیفیت و کلاس سنجه بالاتر مشخص می‌شود (گرینر و همکاران، ۲۰۱۷).

توابع خاک

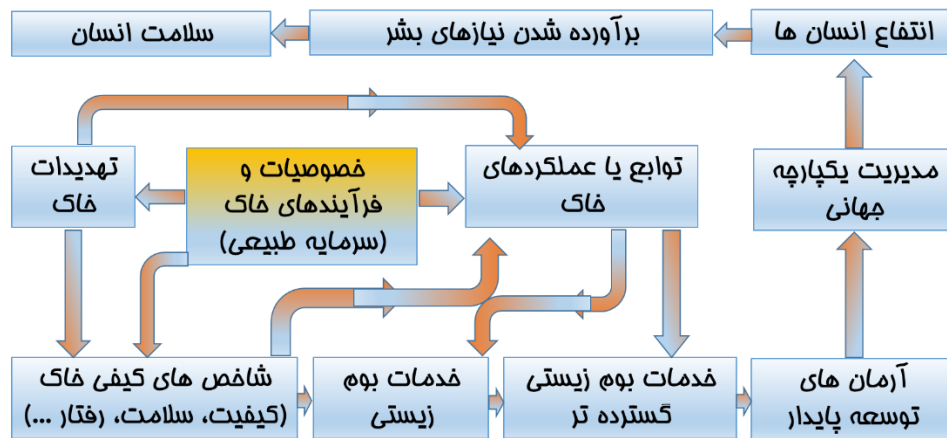
خدمات زیست‌بومی خاک کاملاً به فرایندهای عملکردی (توابع خاک) و خواص خاک بستگی دارند. این وابستگی در فضای تعاملی بین سنگ‌کره، هوا کره، آب‌کره یعنی در فضای زیستی موجودات زنده برقرار است. بااینکه بین توابع خاک و خدمات زیست‌بومی تمایز وجود دارد، ولی در نتیجه اجرایی شدن فرایندهای بوم‌شناسی توابع خاک، خدمات زیست‌بومی نیز محقق می‌شوند. در چارچوب مفهومی ارائه‌شده، مزایای خدمات زیست‌بوم‌ها، به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم، به جامعه تزریق می‌گردد. جریان و ارتباط توابع خاک با خدمات زیست‌بومی به‌صورت اختصاصی است، بدین معنی که هر تغییری در توابع خاک بر خدمات زیست‌بومی مرتبط تأثیرگذار است. هرچند بر تعداد و انواع توابع خاک اتفاق نظر وجود ندارد ولی در منابع علمی موارد زیادی ذکر شده است. خاک‌ها فراهم آورنده توابع مهمی هستند که از جامعه انسانی و زندگی سیاره‌ای حمایت می‌کنند. توابع و عملکردهای خاک متأثر از سرمایه‌های طبیعی خاک و ذخایر معدنی، تغذیه‌کننده طیف وسیعی از

¹ - Soil Functions

² - Sustainable Developing Goals

طیف وسیع موضوعات رشته‌های مختلف بسیاری را درگیر می‌نماید. کاملاً واضح است که علم خاک به تنهایی نمی‌تواند سناریوهای لازم برای تحقق آرمان‌ها را ارائه نماید، لذا نیازمند مشارکت در پروژه‌های میان‌رشته‌ای است. به‌رحال نقش علم خاک‌شناسی تعریف توابع خاک و جانمائی نقش آن‌ها در حصول به خدمات زیست‌بومی در مسیر دستیابی به آرمان‌های توسعه‌ای پایدار است (آم. ای. آ. ۲۰۰۵).

مرتبط با SDGها موثر تر عمل خواهد نمود (سازمان ملل ۲۰۱۵). تحقیقات مشترک، با اینکه ممکن است گسترده به نظر آید، ولی برای گرایش‌های مختلف علم خاک‌شناسی که به رشته‌های متضاد و مستقل تقسیم شده است، مفید است. از آرمان‌های هفده‌گانه، حداقل پنج مورد آن رابطه مستقیم با خاک دارند و بقیه نیز دارای رابط‌هایی غیرمستقیم هستند. هرچند تمامی آن‌ها را می‌توان مرتبط با غذا، سلامت، آب، آب‌وهوا و زیست‌بوم دانست، ولی



شکل ۱- چرخه مفهومی ارتباط و تاثیر خصوصیات واکنش‌های خاک در ارزیابی خدمات زیست‌بومی

مقاومت در برابر تغییرات آب و هوایی، پتانسیل کامل خاک‌ها را شناسایی کرده، انرا تقویت و پرورش دهند. حصول به این اهداف نیاز به اجرای جهانی مدیریت پایدار خاک و اراضی دارد. اکنون برای جامع عمل پوشاندن به آرمان‌های تبیین شده مسیر راه در قالب برنامه مشارکت جهانی خاک^۲ تعریف شده، موازینی برای مدیریت پایدار خاک‌ها و دستورالعمل‌هایی برای جوامع و کشورهای مختلف تبیین شده‌است. نگرانی‌های روزافزون در مورد وضعیت خاک‌های جهان موجب تصویب منشور مشارکتی جهانی توسعه پایدار توسط فائو شده است (فائو، ۲۰۱۵). در این دستورالعمل‌ها مشارکت جوامع و کشورها ماهیتی داوطلبانه ولی الزام‌آور دارد. منشور جهانی خاک که حاوی اصول و راهنمایی کلیدی برای مدیریت پایدار خاک است، در سال ۲۰۱۵ با در نظر گرفتن سیاست‌های عمده و

مدیریت پایدار زمین^۱

بشریت با چالش‌های بزرگی در زمینه کشاورزی مواجه است: آب و هوا شدیداً در حال تغییر، سرعت رشد بحرانی جمعیت جهانی، گسترش شهرها، افزایش فزاینده نیاز به مواد غذایی و شدت تخریب خاک‌ها از جمله مسائل لاینحل جهانی هستند. در این جهان در حال تغییر و با توجه به نیاز فوری برای از بین بردن گرسنگی و اطمینان از امنیت غذایی و تغذیه، درک و دستیابی به مدیریت پایدار خاک، هرگز این‌قدر مهم نبوده است (فائو، ۲۰۱۷). درواقع، اهداف توسعه پایدار (SDGs) احیاء خاک‌های تخریب شده و بهبود سلامت خاک را در خود مستتر دارد. توافق جهانی بر این است که خاک شناسان نه تنها باید به هدف تولید مواد غذایی، بلکه برای ذخیره و تأمین آب شرب، حفظ تنوع زیستی، ترسیب کربن و افزایش

^۲- Global soil partnership

^۱- Earth Sustainable Management

اهمیت خاک و نقش آن در چالش‌های بشر

کشورهای عضو سازمان ملل متحد، همراه با کادر ستادی سازمان، پیرو دو دهه کار مداوم، در تاریخ ۲۵ سپتامبر ۲۰۱۵ قطعنامه ۲۰۳۰ برای توسعه پایدار را به تصویب مجمع عمومی سازمان ملل رساندند. این قطعنامه برای نیل به صلح، رفاه و سعادت جامعه بین‌المللی تبیین شده است. در قلب این دستور کار آرمان‌های توسعه‌ای پایداری^۱ قرار داده شده است که تحقق آن‌ها در یک برنامه مشارکت جهانی برای تمام کشورهای عضو الزام‌آور شده است (سازمان ملل، ۲۰۱۵). این دستور کار یک برنامه عملی برای نیل به رفاه مردم و تداوم سلامت کره خاکی می‌باشد. همچنین برای حفظ صلح جهانی و فراهم آوری آزادی بیشتر برای احاد جوامع تلاش می‌نماید. واضح است که ریشه‌کن کردن فقر در تمام اشکال و ابعاد آن، بزرگ‌ترین چالش جهانی و انکارناپذیرترین پیش‌شرط توسعه پایدار است.

پایان دادن به فقر و محرومیت باید همراه با استراتژی‌های افزایش سلامت و آموزش و پرورش، رشد اقتصادی و کاهش نابرابری انجام شوند. در این مسیر باید به تغییرات آب و هوایی و حفظ اقیانوس‌ها و جنگل‌ها نیز توجه شود. خاک‌ها و منابع اراضی سیستم‌های پویای سه‌بعدی تنظیم‌کننده شرایط حیاتی بشر هستند که به‌واسطه پویایی توابع خاک به اجرا درمی‌آیند (آدیکاری و هارتمینک، ۲۰۱۶). خصوصیات فیزیکی-شیمیایی، ژنتیکی و محیطی خاک‌ها همراه با پویایی توابع خاک^۲ و خدمات زیست‌بومی^۳ منتج از آن‌ها، به حصول تعدادی از آرمان‌های توسعه پایدار تدوین شده، کمک می‌نمایند. دایلی و همکاران (۱۹۹۷) اظهار می‌دارند، چون خاک‌ها یکی از مهم‌ترین عوامل تعیین‌کننده وضعیت اقتصادی ملت‌ها می‌باشند لذا دخالت دادن آن‌ها در چارچوب خدمات زیست‌بومی و سیاست‌گذاری و تصمیم‌گیری ضروری است. تحقق خدمات زیست‌بومی خاک‌ها، برای

پیشرفت‌های علمی در طول سه دهه گذشته تجدیدنظر شد (فائو، ۲۰۱۵). دستورالعمل‌های داوطلبانه برای مدیریت پایدار خاک (فائو، ۲۰۱۷) که مکمل منشور جهانی خاک می‌باشد با تأکید بیشتری بر اصول و سیاست‌ها و تصمیم‌گیری‌ها، توسط شورای سازمان خوار و بار جهانی در دسامبر ۲۰۱۶ تصویب شد.

دستورالعمل فوق اصول مندرج در منشور جهانی را با توجه به شواهد ارائه شده در گزارش وضعیت منابع خاک‌های جهان (فائو و پانل فنی بین دول در مورد خاک، ۲۰۱۵) را پیگیری می‌نماید. این دستورالعمل‌ها جنبه‌های فنی مدیریت پایدار خاک‌ها را از قبیل ویژگی‌های اصلی خاک، چالش‌های کلیدی و راه‌حل‌های بالقوه برای حل آن‌ها را در نظر می‌گیرند. دستورالعمل‌های داوطلبانه برای مدیریت پایدار خاک (رهنمودهای مدیریت پایدار خاک، فائو، ۲۰۱۷) عمدتاً بر کشاورزی، به‌عنوان محیط تولید مواد غذایی، فیبر، خوراک، چوب و سوخت تأکید دارد، ولی توجه قابل‌توجهی نیز بر خدمات زیست‌بومی سیستم‌های مدیریت شده و مدیریت نشده خاک دارد. دستورالعمل‌های ارائه شده، برای توصیه‌های اجرایی و اختصاصی و برای اطلاع‌رسانی در مورد تصمیم‌گیری استراتژیک و ویژه در تمام سطوح مربوطه، طراحی شده‌اند. رهنمودهای مدیریت پایدار خاک قصد دارند با تلاش‌های جهانی، منطقه‌ای و ملی برای ریشه‌کن کردن گرسنگی و فقر به دلیل اهمیت خاک در توسعه پایدار کمک کنند (فائو، ۲۰۱۷). بر اساس این دستورالعمل، مدیریت پایدار زمین یعنی برآوردن نیازهای جاری و در حال ظهور در برنامه‌ریزی استفاده از منابع، تأمین امنیت غذایی، ایجاد معیشت پایدار، مدیریت یکپارچه چشم‌انداز اراضی و بازسازی آن‌ها می‌باشد. از نظر مفهومی پایداری مدیریت اعمال شده موقعی تکمیل است که توانائی‌های حمایتی، فراهم آوری، تنظیم‌کنندگی و خدمات فرهنگی ارائه شده توسط خاک حفظ و یا بهبودیافته باشد و به توابع خاک نیز آسیب وارد نشده باشد (فائو و پانل فنی بین دول در مورد خاک، ۲۰۱۵).

^۱- Sustainable Development Goals (SDGs)

^۲- Soil Functions

^۳- Ecosystem Services

تعیین عوامل بازدارنده برای نیل به اهداف توسعه‌ای پایدار و مدیریت پایدار زمین اقدام نمود (آدیکاری و هارتمینک، ۲۰۱۶).

ارتباط مدیریت پایدار زمین و علم ارزیابی

علم ارزیابی، بر اساس چارچوب فائو برای ارزیابی زمین (فائو، ۱۹۷۶)، از برنامه‌ریزی استفاده پایدار از زمین حمایت می‌کند. در کشورهای که کمبود داده اغلب مدل‌سازی را محدود می‌کند، چارچوب فائو، راهنمایی لازم برای اجرای مطالعات ارزیابی زمین را ارائه نموده است. ادغام اطلاعات بیولوژیکی و اجتماعی و اقتصادی و استفاده پایدار از منابع زمین، در ارزیابی کمی اراضی نقش تعیین‌کننده‌ای دارند. تکنیک‌های مختلف برنامه‌ریزی وجود دارند تا نتایج ارزیابی را با نیازهای دولت‌ها، کاربران زمین و سایر ذینفعان، برای دستیابی به استفاده بهینه از زمین مطابقت دهند. انتظار می‌رود که افزایش منابع اطلاعاتی رقومی خاک و محیط و بهبود روش‌های پردازش همه‌جانبه این اطلاعات، امکاناتی برای تجزیه و تحلیل داده‌ها و مدل‌سازی برای ارزیابی همه‌جانبه و ایجاد سیستم‌های پشتیبانی تصمیم‌سازی برای مدیریت پایدار اراضی و زمین را فراهم نمایند.

همان‌گونه که از نام علم ارزیابی برمی‌آید، فرآیند ارزیابی نباید فقط بر خصوصیات خاک بلکه بر خصوصیات محیط که دربرگیرنده اتمسفر، خاک، زمین‌شناسی، هیدرولوژی، موجودات زنده و اثرات فعالیت‌های گذشته و حال انسانی می‌باشد (فائو، ۱۹۷۶) اعمال گردد. این تعریف نشان می‌دهد که دامنه علم ارزیابی محاط بر حداقل هشت تابع خاک می‌باشد و این توابع به مراتب فراتر از فرآیند تولید مواد غذایی فرط می‌باشد. برای مشخص‌تر نمودن دامنه فضای مفهومی این توابع، ذیلاً، به این توابع یا عملکردهای خاک اشاره می‌شود (جان بیک و همکاران، ۱۹۹۷).

خاک‌ها، از طریق تولید مواد غذایی، علوفه، فیبر، سوخت، چوب و دیگر مواد زیستی، به‌طور مستقیم یا و از

برآورده کردن نیازهای جامعه (مثل مواد غذایی، آب قابل شرب، تولید انرژی و زیرساخت‌های لازم برای زندگی) و فائق آمدن بر چالش‌های اجتماعی (از قبیل کاهش و تطابق با تغییر اقلیم، مهاجرت، افزایش جمعیت)، لزوم حتمی دارد. تحقق خدمات زیست‌بومی به تحقق اهداف توسعه‌ای پایدار^۱ منجر می‌شود.

نیاز به ارزیابی خدمات زیست‌بومی خاک و ارتقاء ارتباط خاک و زیست‌بوم در توسعه سیاست‌های مدیریت منابع اراضی توسط مک براتنی و همکاران (۲۰۱۴) و رابینسون و همکاران. (۲۰۱۲) مورد تأکید قرار گرفته است. برای تشریح آرمان‌های توسعه پایدار سازمان ملل متحد، بوما و همکاران (۲۰۱۵)، بر تأثیر خاک در ارائه خدمات زیست‌بومی تأکید زیادی نموده‌اند. خاک یکی از پیچیده‌ترین ماده زنده^۲ روی زمین است (یانگ و کرافورد، ۲۰۰۴) و یک جزء کلیدی از زیست‌بوم خاک کره^۳ که در منطقه تداخلی لیتوسفر، بیوسفر، هیدروسفر و اتمسفر ایفای نقش می‌کند (ژابولکر، ۱۹۹۴).

متأسفانه به‌رغم اهمیت خاک، اکثر مطالعات (کوستانزا و همکاران، ۱۹۹۷؛ دی گروت و همکاران، ۲۰۰۲؛ آم. ای. آ. ۲۰۰۵)، زیست‌بوم را با توجه به خدمات آن (به‌عنوان مثال، تأمین نیازها، حمایت، تنظیم و خدمات فرهنگی) ارجح‌تر از خاک بحث نموده‌اند. درحالی‌که دانش قابل‌توجهی در مورد خاک، شکل‌گیری و توزیع آن وجود دارد، اما درک ما از توابع خاک و خدمات زیست‌بومی آن‌ها و ارزیابی کیفی و کمی وضعیت آن‌ها مخصوصاً در پهنه چشم‌انداز طبیعت ناقص است. هویت و همکاران (۲۰۱۵) اشاره کردند که خاک در بسیاری از مطالعات زیست‌بومی و تصمیم‌سازی نادیده گرفته شده است. این در حالی است که می‌توان با مرتبط کردن تمام دانش و اطلاعات کمی و کیفی از خصوصیات و فرایندهای خاک نسبت به ارزیابی شاخص‌های پتانسیل خاک، توابع خاک، خدمات زیست‌بومی و نهایتاً نسبت به

¹- Sustainable development goals

²- Biomaterials

³- Pedosphere

طریق حیوانات و آبزیان به‌طور غیرمستقیم، اساس و زیربنای سیستم‌های پشتیبان زندگی هستند؛

خاک‌ها با ایجاد زیستگاه‌ها و ذخایر ژنتیکی گیاهان، حیوانات و میکروارگانیسم‌های سطحی و زیرزمینی، تنوع زیستی لازم در زمین را تأمین می‌نمایند؛

خاک‌ها ارائه‌کننده و ذخیره‌کننده گازهای گلخانه‌ای بوده و انرژی جهانی (بازتاب، جذب و تبدیل انرژی تابشی خورشید) را تنظیم می‌نمایند؛

خاک‌ها در فرآیند چرخه منابع آب سطحی و زیرزمینی آن‌ها را تنظیم و کیفیت آن‌ها را کنترل می‌نمایند؛

خاک‌ها ذخیره‌گاه مواد خام و مواد معدنی می‌باشند؛ خاک‌ها فیلتر، بافر و تبدیل‌کننده ترکیبات خطرناک موجود در عرصه حیات است؛

خاک‌ها محل اسکان انسان، صنایع و فعالیت‌های اجتماعی بوده، فضای ارتباطی برای حمل‌ونقل مردم، نهاده‌ها و تولیدات بوده و امکان ارتباط بین زیست‌بومی طبیعی گیاهان و حیوانات را فراهم می‌کند؛

خاک‌ها شواهد تاریخی و باستانی فرهنگ بشریت را نگهداری و محافظت می‌کنند و منبع اطلاعاتی خوبی برای اقلیم گذشته و مصارف باستانی از زمین می‌باشند.

همه‌جانبه‌نگری علم ارزیابی اهمیت رشته‌های علمی دیگر را در تعیین "ارزیابی زمین" نشان می‌دهد (فائو، ۱۹۷۶). به همین دلیل ارزیابی اراضی موردنظر در این مقاله نوع همه‌جانبه‌نگر و سیستمیک آن بوده که وظیفه دارد تا با ارزیابی مشخصه‌های عاملیت خاک، توابع و خدمات زیست‌بومی خاک‌ها را در شرایط طبیعی و یا تغییرات اعمال‌شده، استوار بر رویکردهای کمی بین-رشته‌ای، سناریوهای بهینه، تغییرات یا کاربری‌های متناسب با شرایط محیطی برای تصمیم‌سازی و برنامه‌های مدیریت پایدار پیشنهاد دهد (بوما و همکاران، ۲۰۱۶). یا به تعبیری دیگر، مدل‌های کمی ارزیابی می‌توانند سناریوهای مختلفی از انواع استفاده را برای مشخصه‌های عاملیت خاک، توابع و خدمات زیست‌بومی خاک‌ها و نهایتاً برای آرمان‌های توسعه پایدار اجرا و درجات

احتمالی توفیق سناریوهای مختلف را ارائه نمایند تا امکان ارزیابی ریسک بر اساس شبیه‌سازی چندساله فراهم آید (بوما، ۲۰۱۵).

در مقایسه با علم خاک‌شناسی و نقشه‌برداری خاک که در طول دهه‌های گذشته با استفاده از علوم زمین‌آمار، سنجش‌ازدور و نزدیک و سنجش درجا و تکنیک‌های الکترومغناطیسی، مدل‌سازی رقومی سرزمین و سیستم اطلاعات جغرافیایی توسعه موفقیت‌آمیزی داشته‌اند، متأسفانه علم ارزیابی توسعه محدودی در سال‌های اخیر داشته است (بوما و همکاران، ۲۰۱۲). ضروری است که مدل‌های کمی جدیدی تبیین گردند تا داده‌های لازم، برای محققان هیدرولوژی، زراعت، اقلیم‌شناسی و بوم‌شناسی و دیگر ذینفعان، استخراج شود (بوما، ۲۰۱۵). ارزیابی زمین همواره به‌عنوان بخشی از استراتژی کمک به خدمات زیست‌بومی، وظیفه دارد، گزینه‌های بیشتری از استفاده از زمین، تنوعی بیشتر از قابلیت‌های خاک و زوایای مختلفی از ظرفیت‌های ذاتی خاک را ارائه یا نمایان نماید (بانمان و همکاران، ۲۰۱۷؛ بوما و همکاران، ۲۰۱۷؛ بانمان و همکاران، ۲۰۱۸). هدف مدیریت پایدار زمین، هماهنگ کردن اهداف زیست‌محیطی، اقتصادی و اجتماعی به نفع نسل‌های کنونی و آینده با حفظ و ارتقاء کیفیت منابع طبیعی می‌باشد (اسمیت و دومانسکی، ۱۹۹۳). در این راستا، مدیریت پایدار زمین، کارکرد اجتماعی و اقتصادی زیست‌محیطی طولانی‌مدت زمین را تضمین می‌کند و توسعه پایدار کشاورزی، حفاظت از منابع طبیعی و ترویج مدیریت پایدار اراضی جزء اهداف کلیدی پروژه‌های مدیریت منابع می‌باشند.

انواع ارزیابی بر اساس کاربرد

تعریف تقریباً کاملی از روش‌های مختلف ارزیابی اراضی توسط ایوبی و جلالیان (۱۳۸۹) ارائه شده است و کاربران با انواع آن‌ها آشنا می‌باشند. با توجه به دامنه گسترده‌ای که برای وظایف علم ارزیابی قائل هستیم، معتقدیم که باید روش‌ها و مدل‌های متنوع و متناسبی برای

۱۳۹۲؛ چیروما و همکاران، ۲۰۱۴؛ جیتائو و همکاران، ۲۰۱۱؛ فاگوتته، ۲۰۱۰؛ لوگبو و همکاران، ۲۰۱۳).

شاخص‌های انباشت یا آلودگی

تعدادی شاخص که در مقالات همواره برای ارزیابی شاخص‌های آلودگی استفاده می‌شوند به قرار زیر است:

شاخص انباشت آلودگی یا شاخص غنی‌شدگی

PLI or EF = C polluted soil/ C reference soil
mg/kg.day

شاخص یا عامل انتقال به گیاه

CF or AF= C plant/ C soil
mg/kg

شاخص آلودگی ساده

Pollution Index = C_i/S_i
 C_i = Heavy metal concentration in wastewater irrigated soil
 S_i = Evaluation criteria value (standard value)

شاخص آلودگی کل

Composite Pollution Index (Newmerow method) = $\sqrt{\frac{P_{average}^2 + P_{max}^2}{2}}$
Paverage = Average pollution index
Pmax = Maximum value of pollution index

شاخص شدت آلودگی

Contamination vs Pollution Index =
Concentration of metal in soil/ Target value from reference table
 $C/PI > 1$ Pollution
 $C/PI < 1$ Contamination

شاخص تفکیک آلودگی مصنوعی از طبیعی

Quantification of Anthropogenic metal = $X - X_c/X$
X Lithologic metal
Xc Average concentration of metal in soil

شاخص ریسک غنی‌شدگی آلاینده‌ها در خاک و گیاه: در این روش ارزیابی با محاسبه شاخص‌های ریسک، وضعیت، شدت و ضعف خطر را، به جامعه اعلام می‌نمایند. این

ارزیابی خصیصه‌های خاک ذکرشده در بندهای بالا ابداع و ارائه شوند. بدون توجه به ماهیت، کاربرد و دیسپلینی که مدل‌های ارزیابی در آن استفاده می‌شوند، انواع مشروحی از مدل‌های ارزیابی که احتمالاً در راستای رسیدن به اهداف مدیریت پایدار از آن‌ها استفاده خواهند شد، ارائه می‌شود.

ارزیابی زیست‌محیطی

ارزیابی زیست‌محیطی که عمدتاً مطالعاتی کیفی که گاهی فاقد همه‌جانبه نگری لازم نیز می‌باشند، در منابع تحت نام‌های مختلف دیده می‌شوند. در این نوع مطالعات عامل موردنظر در مقابل استانداردهای ارائه‌شده ارزیابی و اثرات آن بر محیط بیان می‌شود. عمده روش‌های ارزیابی زیست‌محیطی شامل موارد زیر هستند.

Environmental Impact Assessment
Environmental Pollution Assessment
Evaluation of Environmental Pollution
Evaluation of Soil and Plant Pollution
Environmental Risk Assessment

روش‌های ارزیابی زیست‌محیطی فوق پروسه‌های تحلیلی می‌باشند که به‌طور سیستماتیک عواقب احتمالی اجرایی پروژه‌ها، سیاست‌ها و برنامه‌ها را پیش‌بینی می‌کنند. هدف اصلی آن‌ها، ایجاد یک چارچوب کلی تصمیم‌گیری برای مدیران است. روش‌های مختلفی تاکنون در این زمینه توسط کارشناسان جهان ارائه شده است. لیکن باوجود تلاش‌های بسیار و بحث و بررسی آن‌ها در کنفرانس‌های متعدد بین‌المللی هنوز متدولوژی واحدی که موردقبول کلیه کارشناسان قرارگیری تعیین و انتخاب نشده است. از این رو هنوز انواع مختلفی از متدهای تجزیه و تحلیل و ارزیابی در پروژه‌های گوناگون به‌کاربرده می‌شود. علت اصلی چنین ناهماهنگی‌هایی در انتخاب یک متدولوژی واحد، تنوع پروژه‌ها، مقیاس، پیچیدگی و محل جغرافیایی و تنوع محیطی است که پروژه‌ها در آن‌ها اجرا می‌گردند، می‌باشد (حسنی، سعیدی و همکاران ۱۳۸۴). این روش‌ها عمدتاً برای ارزیابی آلودگی محیطی استفاده می‌شود (هرچگانی و بنی‌طالبی،

AT = Average exposure time for non carcinogenic effect (365 days/ year * number of exposure years (60 years))

روش های ارزیابی پتانسیل ریسک اکولوژیکی خاک
این روش ها میزان و درجه خطری که به
آلاینده ها به اکوسیستم وارد می نماید را محاسبه و بگونه ای
وضعیت محیط زیست را ارزیابی می نمایند (جیتائو و
همکاران، ۲۰۱۱).

Potential ecological risk assessment of soil

$$\text{Risk Index (RI)} = \sum_{i=1}^n E_r^i$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \quad i = \text{sample points}$$

$$C_f^i = \frac{C_{\text{surface}}^i}{C_n^i}$$

Tr = Metal Toxicity response coefficient

Er = Potential Ecological Risk

C surface = measured values concentration of soil

Coefficient of toxicity for: Cr = 2, Cd = 30, Pb = 40

روش های ارزیابی اراضی معمول

در تجزیه و تحلیل های بیوفیزیکی ارزیابی زمین
و ارزیابی کارایی زمین، دو روند عمده وجود دارد:
ارزیابی کیفی و ارزیابی کمی. به طور کلی، سیستم های
ارزیابی کیفی، خصوصیات را در کلاس های غیر کمی یا
دسته ای^۱ (اسمی^۲ یا ترتیبی^۳) دسته بندی می کنند. ولی
سیستم های ارزیابی کمی می توانند، کلاس خصوصیات
مورد ارزیابی را، بعد از محاسبات لازم، بصورت شاخص-
های عددی واقع بر محور تغییرات آن شاخص ارائه
نمایند. روش های ریاضی یا پارامتری (مبتنی بر مبنای
قضاوت کارشناسانه و تجربی) و مدل های ریاضی
استاندارد، در سیستم های ارزیابی کمی به کار برده می-
شوند. مدل های آماری نیز می توانند به عنوان روش های
نیمه کمی شناخته شوند.

شاخص ها، سطح خطر ایجاد شده توسط ورود عوامل
آلاینده به محیط (خاک، آب و گیاه) و برای زندگی انسان-
های در معرض و جوامع همجوار را ارزیابی می نمایند
(هرچگانی و بنی طالبی ۱۳۹۲؛ بالخیر و اشرف، ۲۰۱۴).

ارزیابی دریافت روزانه انسان از عناصر سنگین

$$\text{Daily Intake of Metals} = (C_{\text{metal}} * C_{\text{factor}} * D_{\text{intake}}) / B_{\text{weight}}$$

C metal heavy metal concentration in food crops

C factor conversion of fresh plant to dry = equal to 0.085

D intake daily intake of the food crops

میزان دریافت یا مصرف روزانه معادل خوردن

معادل ۲۸۹ گرم گندم و ۲۳۲ گرم ذرت برای کودکان و

۳۸۰ گرم گندم و ۳۴۵ گرم ذرت برای بزرگسالان در نظر
گرفته شده است.

Average daily intake of the food crops is 0.527 Kg/body * day

B average average human body weight

Average body weight for kids equals to 32.7 kg

Average body weight for adults equals to 55.9 kg

شاخص ریسک سلامتی

$$\text{Health Risk Index} = \text{DIM} / \text{RfD} \quad \text{D} = \text{Daily intake of metal} / \text{Oral reference dose}$$

Oral reference dose mg/kg* day

مقدار فلز جذب شده مرجع

ریسک سلامتی مردم در معرض

ریسک سلامتی مردم در معرض = دوز مرجع / دوز آلوده
کنندگی هر آلوده کننده

$$\text{Target hazard quotient (THQ)} = (Efr * ED * FI * MC / RfD * Bw * AT) * 0.001$$

Efr = Exposure frequency (365 days / year)

ED = Exposure duration (60 years for adults)

FI = Food ingestion

MC = Metal concentration in food (mg/kg fresh weight)

RfD = oral reference dose (mg/kg * day)

Bw = Average body weight (60 kg)

¹- Categorical

²- Nominal

³- Ordinal

عنوان ابزار مهم ارزیابی منابع طبیعی استفاده می‌شوند (دلا روزا و وان دیپن، ۲۰۰۲).

روش‌های پارامتریک

روش‌های ضرب پذیر نیمه کمی ارزیابی اراضی مانند ارزیابی پارامتریک حد واسط بین روش‌های کمی و کیفی قرار می‌گیرند. این روش‌ها از محاسبات عددی، تأثیر ویژگی‌های مختلف زمین بر رفتار بالقوه یک سیستم استفاده از زمین، استخراج می‌شوند. سیستم‌های جبری، موثرترین فاکتورها و تعاملات بین آن‌ها (در قالب ضرب ساده یا جمع شاخص‌های تک فاکتوری) را برای تعیین کلاس نهائی در نظر می‌گیرند (دلا روزا و وان دیپن، ۲۰۰۲). سیستم‌های ضرب‌پذیر، رایتینگ‌های^۱ جداگانه‌ای را به هر یک از ویژگی یا عوامل زمین منسوب کرده، سپس حاصلضرب تمامی رایتینگ‌ها را به عنوان شاخص نهایی به دست می‌آورند. مزیت این سیستم‌ها در این است که هیچ فاکتور مهمی شاخص نهائی را کنترل نمی‌نماید. مزیت دیگر این روش‌ها در این است که امتیاز کلی هیچوقت نمی‌تواند یک عدد منفی باشد. ولی محدودیت این سیستم در این است که مقدار عددی شاخص نهایی می‌تواند به طور قابل توجهی پایین‌تر از رتبه‌بندی هر یک از فاکتورهای منفرد باشد. نخستین و شناخته شده‌ترین تلاش برای ارزیابی عملکرد خاک توسط استوری (استوری، ۱۹۳۳) ارائه گردیده‌است. سه مدل شناخته شده دیگر این دسته از روش‌های ارزیابی، معادله جهانی فرسایش خاک (USLE)، معادله جهانی فرسایش خاک تعدیل شده (MUSLE) و معادله جهانی فرسایش خاک بازبینی شده (RUSLE) هستند که به‌نحوی شاخص استوری را استفاده و میزان فرسایش اراضی را توسط ضرب مقادیر مهمترین عوامل در هم محاسبه می‌نمایند. حتی، برای برنامه‌ریزی مزرعه‌ای در دهه ۱۹۸۰، روش USLE در بسیاری از موارد جایگزین سیستم ارزیابی قابلیت اراضی آمریکا می‌شده است.

از طرف دیگر، روش‌های ارزیابی زمین را می‌توان به دو دسته پارامتری و طبقه‌ای یا سلسله مراتبی تقسیم کرد (دنگیز و اوسول، ۲۰۱۸). سیستم‌های پارامتری تحت رابطه و فرمول‌های ریاضی اعمال می‌شوند و نتیجه نهایی به صورت عددی بیان می‌شود. به طور کلی روش‌های پارامتریک، ساده، عینی، کمی، قابل اعتماد، آسان، قابل درک و کاربرد حتی برای افراد غیرمتخصص بوده و قابل اصلاح و سازگار کردن برای کاربرد و استفاده‌های جدید می‌باشند (مکره و بورنهام، ۱۹۸۱). جمع‌پذیری ضرب‌پذیری و پیچیدگی توابع از جمله خصوصیات این دسته از مدل‌ها می‌باشند. مدل‌های استوری (استوری، ۱۹۳۸)، ریشه دوم خیدیر (سایس و همکاران، ۱۹۹۱)، شاخص تولید یا بهره‌وری (دلگادو و لویز، ۱۹۹۸) و غیره از این دسته مدل‌ها محسوب می‌شوند. مدل‌های طبقه‌ای، کلاس‌های مختلف قابلیت استفاده از اراضی را در سطوحی با اهمیت متفاوت (مثل؛ رده، کلاس، زیر کلاس، نوع و غیره) طبقه‌بندی می‌کنند؛ به عبارت دیگر، سطوح قابلیت استفاده از اراضی را در سلسله‌ای از طبقات متفاوت جانمایی می‌نمایند. مدل‌های ارزیابی تجزیه و تحلیل سلسله مراتبی (سآآتی، ۱۹۸۰)، ارزیابی کلاس‌های قابلیت اراضی (کلینگیل و مونت گومری، ۱۹۶۶)، ارزیابی کلاس‌های تناسب اراضی برای استفاده‌های کشاورزی (فائو، ۱۹۷۶) مدل‌هایی از این دیدگاه می‌باشند.

روش‌های سنتی ارزیابی

سیستم‌های حداکثر محدودیت

طبقه‌بندی تناسب اراضی فائو و طبقه‌بندی قابلیت اراضی ایالات متحده آمریکا، نمونه‌ای از سنتی‌ترین سیستم‌های ارزیابی زمین هستند که بر اساس ویژگی‌های دائمی اراضی، تعاریف مفهومی از کلاس‌های تناسب و قابلیت را با توجه به درجه محدودیتی که نوع استفاده تعریف شده با آن مواجه است را ارائه می‌نمایند. این سیستم‌های کیفی و وابسته‌های مربوطه، از قبیل طبقه‌بندی قابلیت استفاده از زمین انگلستان، چارچوب قابلیت اراضی کانادا و سیستم هلندی به طور گسترده‌ای در جهان به

^۱ - Ratings

آمار می تواند، مبنای ارزیابی عینی ویژگی های زمین باشند. نمونه عملی آن در ارزیابی آلودگی محیط قابل اشاره است. در این نوع از مطالعات مقادیر متغیرهای آلودگی را تحت تیمارهای مختلف ارزیابی کرده اختلافات آن ها در خاک ها و گیاهان را با تجزیه واریانس نشان می دهند. در نهایت مقادیر متغیرها را با مقادیر استاندارد مقایسه و تفاسیری بر امکان آلودگی استفاده از پساب را در محیط بررسی می نمایند (ال گو بار و همکاران، ۲۰۱۶؛ آل جابوبی و همکاران، ۲۰۱۴).

تناسب اراضی یا متغیر پاسخ (Y) تحت تابع زیر تجزیه و تحلیل می شود:

$$Y = \phi(X_1, X_2, \dots, X_n) + \varepsilon \quad (1)$$

در این جا X_n ویژگی های زمین یا متغیرهای مستقل (مانند عمق خاک، میزان رس، ماده آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی، pH، اشباع سدیم و غیره) و ε فاکتورهای باقیمانده را نشان می دهند. نوع تابع به کار گرفته شده (ϕ) می تواند هر تابع چند جمله ای رگرسیون چندگانه ای باشد.

روش های تک فاکتوره

برای کمی سازی ارزیابی اراضی، سیستم های تک فاکتوره تلاش می کنند تا با استفاده از روابط ریاضی تأثیر ویژگی های منفرد اراضی بر کارایی نوع استفاده حاکم بر زمین را بیان کنند. این روش ها وقتی یک ویژگی زمین تأثیر بسیار مثبت یا بسیار منفی بر کاربری زمین مورد نظر دارد، کارایی خوبی ارائه می نمایند. نمونه مشخصی از این نوع رابطه را در بیان تأثیر خصوصیات فیزیکی خاک در تولید محصول می توان این چنین نشان داد:

$$S_i = 1 - e^{-XS} \quad (2)$$

اگر این رابطه را برای تأثیر عمق خاک بر تناسب اراضی به جهت استفاده ای خاص نوشته باشیم، آنگاه S_i شاخص عمق خاک در مقیاس صفر تا یک و X ضریب ویژه محصولی با دیمانسیون cm^{-1} ؛ و S عمق خاک بر حسب سانتی متر خواهد بود. روابط مربوط به هر فاکتور در هر نوع استفاده و مقادیر ضرایب مربوطه، باید قبلاً توسط

روش های جمع پذیر، نیز با اختصاص یک ارزش عددی به مهمترین عوامل تأثیرگذار به نوع استفاده از اراضی، برای ارائه شاخص عددی قابلیت نوع استفاده، ارزش تمام عوامل را جمع می نمایند. جمع این اعداد یا حاصل تفریق آن ها از حداکثر ممکن (۱۰۰)، شاخص رتبه بندی نهایی را ایجاد می نماید. مزیت سیستم های جمع پذیر این است که می توان از تعداد ویژگی های اراضی بیشتری در مدل استفاده کرد. از مزایای دیگر این رویکرد این است که هیچ فاکتور واحدی نمیتواند آنقدر وزن داشته باشد که بر رتبه بندی نهایی تأثیر معنی داری داشته باشد. محدودیت های سیستم جمع پذیر ناشی از پیچیدگی آن ها است. با افزایش تعداد عوامل در مدل، مشکل در انتخاب تعداد ورودی های تأثیرگذار بیشتر می شود. مشکل دیگر موقعی پیش می آید که مجبور باشیم از رایتینگ منفی استفاده نمائیم. برای رفع این مشکل، می توان از روش های ترکیبی ارزیابی اراضی که مجموع روش های جمع و ضرب پذیر هستند، استفاده نمود. اکثر روش های ترکیبی از فرآیندهای جمع پذیری برای ارزیابی ریسک تک فاکتورها و ضرب امتیازات منفرد برای ارائه شاخص نهایی استفاده می نمایند. واضح است که هر یک از فاکتورهای منظور شده باید توسط منحنی های پاسخ اختصاصی مورد قضاوت و تایید قرار گیرند تا بتوان آنها را در مدل وارد نمود. مزیت عمده این سیستم های ترکیبی این است که با استفاده از اطلاعات چندین عامل، از ارائه نتیجه نهایی غیر واقعی یا حتی منفی، جلوگیری می نمایند (دلا روزا و وان دین، ۲۰۰۲).

روش های آنالیز واریانس

سیستم های ارزیابی اراضی آماری روش های نیمه کمی قدرتمندی هستند که برای پیش بینی تناسب اراضی بر اساس ویژگی های انتخاب شده اراضی استفاده می شوند. تجزیه و تحلیل همبستگی و رگرسیون چندگانه برای بررسی سهم نسبی ویژگی های زمین انتخاب شده مورد استفاده قرار می گیرند. وقتی داده های ورودی مناسب (X) و پاسخ واقعی (Y) کافی در دسترس باشند، مدل های

آزمایشات میدانی تایید شده باشند (دلا روزا و وان دیپن، ۲۰۰۲).

روش‌های جدید ارزیابی اراضی

پیشرفت‌های جاری در فناوری اطلاعات فرصت‌هایی را برای بکارگیری تکنیک‌های مختلف مدل-سازی ایجاد کرده که بتوان پیچیده‌ترین سیستم‌های ارزیابی را معرفی نمود. این روش‌های نوظهور، بکارگیری روندهای کمی و امکان انجام مدیریت جامع را تسهیل می‌نماید. مدل‌سازی تجربی از مدل‌های آماری ساده، تحت استفاده از تکنیک‌های هوش مصنوعی، به سایر مدل‌های پیشرفته‌تر ارتقاء یافته‌اند. همچنین ارزیابی اراضی با مدل‌های روند گرا که بر اساس درک مکانیسم‌های واقعی رشد گیاهان، فرایند رشد محصولات را شبیه‌سازی و با محاسبات خود را از طریق معادلات ریاضی، ترکیب و بسته‌های نرم افزاری کاملی را ایجاد نموده‌اند (دلا روزا و وان دیپن، ۲۰۰۲).

روش‌های تخصصی (Expert-system models)

روش‌های تخصصی به عنوان زیر مجموعه روش‌های استفاده از هوش مصنوعی و برنامه‌های کامپیوتری، مهارت و تجربه یک یا چند کارشناس را شبیه‌سازی کرده، راه حل‌های یک مشکل را ارائه می‌نمایند (ولاد، ۱۹۹۶). این سیستم‌های کیفی با استفاده از درخت تصمیم‌گیری^۱، نتایج استنباطی ارائه می‌کنند. در ارزیابی اراضی، درختان تصمیم بیان واضحی از فرآیند تطبیق کیفی و مقایسه کاربری‌ها با کیفیت زمین را بیان می‌کنند. هرچه دانش و تجربه کارشناسان بالاتر، عملکرد روش‌های تخصصی بهتر خواهد بود. درخت‌های تصمیم‌گیری مجرب ذاتاً بر پایه پیشینه علمی (توصیف نظری) و تجربه افراد و کیفیت گفتگوها بین آنها برنامه‌ریزی می‌شوند.

درختان تصمیم‌گیری کلیدهای چند مسیره سلسله مراتبی هستند که در آنها برگ‌ها همان انتخاب‌ها (کلاس‌ها/ رنج‌ها از قبیل سطح تعمیم ویژگی‌های زمین

هستند) و گره‌های داخلی درخت، معیارهای تصمیم‌گیری مانند کلاس‌های کیفیت یا کلاس‌های تناسب اراضی می-باشند. درخت‌های تصمیم، توالی کیفی تصمیم‌گیری‌ها را واضح‌تر از جداول تطبیق روش‌های سنتی حداکثر محدودیت نشان می‌دهند.

وقتی داده‌های تجربی و عملی خوبی وجود داشته باشد، تجزیه و تحلیل تصمیم‌گیری می‌تواند برای تولید مدل‌های ارزیابی زمین با صحت پیش‌بینی خوب استفاده شود. این مدل‌ها به ویژه در مواردی که شرایط اجرای دیگر مدل‌های آماری وجود ندارد، مفید هستند. درختان تصمیم و درختان رگرسیون^۲ برای شرایطی که آن نسبت بین تعداد مشاهدات به تعداد متغیرها (شرایطی که درشناسایی خاک‌ها و منابع طبیعی رایج است) پائین باشد، طراحی شده‌اند. برای تحلیل و نتیجه‌گیری در این روش‌ها، برای شناسایی ویژگی‌هایی که برای توصیف متغیر وابسته اثر حیاتی دارند، برای حصول بهترین نتیجه، یک فرایند تکرار محاسبات با ورودی‌های متفاوت اعمال می‌نمایند. روش‌های تخصصی، درختان تصمیم‌گیری نظری و آماری اغلب برای بهینه‌سازی نتایج استفاده می-شوند. سیستم خودکار ارزیابی زمین (ALES) یک برنامه کامپیوتری است که به ارزیابان اراضی اجازه می‌دهد تا سیستم‌های تخصصی را با توجه به چارچوب ارزیابی اراضی فائو، برای ارزیابی واحدهای اراضی اجرائی نمایند (دلا روزا و وان دیپن، ۲۰۰۲).

مدل‌های فازی

به طور کلی، سیستم‌های ارزیابی سنتی از یک رویکرد بولین یا قاعده سازگار با اصل حداکثر عوامل محدود کننده پیروی می‌کنند (هر پدیده یا صفتی یا صفر است یا یک و هیچ پدیده بینابینی وجود ندارد). آگاهی رو به رشدی در مورد ناتوانی روش‌های بولین در عدم تطابق نتایج با واقعیات طبیعی ارائه شده است. برای فائق آمدن به این مشکل از دیدگاه فازی (قابل به وجود واقعیت-

^۲- Regression Tree

^۱- Decision tree

هایی بین صفر و یک) در تجزیه و تحلیل داده‌های منابع زمین استفاده می‌شود. در سال‌های اخیر علاقه شدید به استفاده از روش فازی در ارزیابی زمین ایجاد شده است و می‌تواند از آن به عنوان یک مرحله جدید در روند کمی-سازی ارزیابی مورد توجه قرار داد. در این روش، درجه تناسب حاصل از محدودیت ویژگی‌های زمین تعیین شده با منطق بولین، با تابع عضویت مدل‌های فازی جایگزین می‌شود. عضویتی که دقیقاً با کلاسهای تعریف شده مطابقت دارند، مقدار یک و مقدار عضویتی که خارج از محدوده کلاس‌های تعریف شده قرار داشته باشند، مقداری بین صفر و یک به خود می‌گیرند (دلا روزا و وان دیپن، ۲۰۰۲).

تناسب واحدهای اراضی باید ترکیبی از وزن اثر ویژگی‌های مرتبط به آن واحدها بدست آید. تابع عضویت مشترک (JMF) یک مجموع وزنی از ویژگی‌های مختلف زمین (Z, B, A) را فراهم می‌کند.

$$JMFx = aAMFA + aBMFB + \dots + aZMFZ$$

$$\text{and}$$

$$aA + aB + \dots + aZ = 1$$

انتخاب وزن‌ها (aB ... aZ, aA) از اهمیت حیاتی برخوردار است. این را می‌توان بر اساس دانش متخصص و مشاوره محلی، داده‌های تجربی، روش‌های ارزیابی قبلی زمین و غیره به دست آورد. به هر حال استفاده از جبر سخت بولی با یک منطق ساده صفر و یک اغلب برای ارزیابی زمین به دلیل عدم سازگاری آن با ماهیت پیوسته متغیرهای خاک، عدم وجود قطعیت صد درصدی مرتبط با توصیف پدیده‌ها و یا به دلیل عدم قطعیت در فرموله کردن درخواست‌ها، کارایی لازم را ندارد.

مدل‌های شبکه عصبی مصنوعی

نشان داده شده‌است که فن آوری‌های مبتنی بر هوش مصنوعی توانایی خوبی در برخورد با سیستم‌های چند متغیره غیر خطی دارند. در این مدل‌ها همچنین بین داده‌های واقعی و مغشوش (Noise) کاملاً تفاوت قائل شده اند و توانایی تعمیم افزایش داده شده‌است. به عنوان مثال، آنها می‌توانند، به شیوه عمل مغز انسان، الگوهای

ورودی بسیاری را پردازش و حالات مختلفی از نتایج را ارائه کنند. این تکنیک به ما امکان می‌دهد تا در ارزیابی زمین، مدل‌های نیمه کمی پیچیده‌ای را توسعه دهیم. یک شبکه عصبی مصنوعی یک مکانیسم محاسباتی است که با استفاده از مجموعه‌ای از داده‌های واقعی چند متغیره، اقدام به جمع‌آوری، نمایش و محاسبه وزن یا ایجاد نقشه نماید. شبکه‌های عصبی می‌توانند الگوهای مناسبی در داده‌های آموزش ورودی شناسایی کنند که ممکن است با تجزیه و تحلیل آماری متداول تشخیص داده نشوند. بر عکس مدل‌های رگرسیون آماری، شبکه‌های عصبی نیازی به داشتن روابط علت و معلولی بین متغیرهای ورودی و خروجی ندارند. علاوه بر این شبکه‌های عصبی غیر خطی بوده و ممکن است الگوهای بسیار پیچیده داخل داده‌ها را که توسط مدل‌سازی ریاضی غیر قابل اجرا هستند را حل نمایند. یکی دیگر از مزیت‌های شبکه‌های عصبی این است که هر نوع داده از نوع پیوسته، تقریباً پیوسته، حرفی و دوتایی را بدون نقض پیش فرض‌ها، در مدل وارد می‌نماید و توانایی مدل‌سازی پدیده‌های چند خروجی را دارند (دلا روزا و وان دیپن، ۲۰۰۲).

مدل‌های شبیه‌سازی پویا^۱

مدل‌های شبیه‌سازی پویا می‌توانند فرآیندهای بیوفیزیکی کمی را که در زیست‌بوم‌های کشاورزی مانند رشد محصول، توازن آب خاک، آبشویی مواد مغذی و یا فرسایش خاک نقش داشته‌اند، توصیف کنند. این مدل‌های مبتنی بر فرایند، در ارزیابی اراضی برای تعیین مقدار تولید محصول، اثرات خشکسالی، تلفات مواد مغذی و فرسایش خاک تحت گزینه‌های مختلف استفاده از زمین و مدیریت، استفاده می‌شوند. در این مدل‌ها، حتی ارزیابی اثر خصوصیات خاص در چند واحد اراضی طی زمان مورد بحث باشد، خروجی مدل می‌تواند با مقادیر متوسط و تغییرات آنها در مناطق طی زمان، ارائه شود. خروجی مدل می‌تواند به عنوان شاخص عملکرد زمین و یا به عنوان

^۱ - Dynamic Simulation

برای تخمین فراهم نموده است. در این فرآیند، با توجه به تجزیه و تحلیل حساسیت و اعتبارسنجی، در این مدل ترکیبی، ارتباطات بین پارامترهای ورودی را تشخیص و آسیب پذیری فرسایش خاک را به طور دقیق باز تولید می‌کند.

برنامه‌ریزی استفاده از زمین (Land use planning)

اکثر ارزیابی‌ها، بر مبنای قضاوت متخصصان خاک‌شناسی و کشاورزی و تفسیر داده‌های میدانی برای قابل درک کردن مفاهیم برای برنامه‌ریزان، مروجان و زارعان، انجام می‌شود. اخیراً مطالعات اختصاصی محدودیت‌های خاک (به ویژه حاصلخیزی خاک، آب و اکسیژن موجود در خاک، قابلیت کارکرد خاک و خطرات تخریب مانند فرسایش خاک و شور شدن خاک) موجب تسهیل شبیه‌سازی کمی فرآیندهای استفاده از زمین و پیش‌بینی عملکرد شده است. توسعه فناوری اطلاعات در طول بیست سال گذشته محققان را قادر ساخته تا در تجزیه و تحلیل تعاملات بین منابع زمین و استفاده از زمین پیشرفت زیادی نمایند.

به لحاظ مفهومی، ارزیابی زمین، در مدل‌های جامع‌نگر، الزامات اکولوژیکی و مدیریتی انواع مختلف استفاده از زمین را با در نظر گرفتن شرایط سیاسی-اجتماعی و اقتصادی را با کیفیات زمین مطابقت می‌دهند و سناریوهای قابل اجرا را برای تصمیم‌سازی و مدیریت پایدار ارائه می‌نماید (جان بیک و همکاران، ۱۹۹۷). ارزیابی زمین به سؤالاتی از قبیل: "چه نوع استفاده‌های فیزیکی دیگر از زمین امکان‌پذیر است؟ و از لحاظ اقتصادی و اجتماعی این نوع استفاده مناسب‌اند؟"، "برای رساندن تولید به سطح مورد نظر، چه نهاده‌هایی و به چه میزان، لازم است؟" و "استفاده‌های فعلی از زمین کدامند و اگر معیارهای فعلی مدیریت ثابت باقی بمانند، به چه عواقبی منجر خواهند شد؟". ارزیابی زمین اغلب در پاسخ به سوال، "آیا در نوع استفاده جاری نیاز به تغییر وجود دارد یا خیر؟"، به اجرا در می‌آید. اطلاعات و توصیه‌های فرآوری شده تنها به صورت یکی از ورودی-

ضرایب فنی سیستم‌های استفاده از زمین در مرحله بعدی پردازش داده‌ها استفاده شود. بزرگترین محدودیت استفاده از مدل‌های شبیه‌سازی پویا در این است که نیازمند تعداد داده‌های ورودی خیلی زیادی می‌باشند و کالبره کردن و اعتبارسنجی آن‌ها در محیط‌های اگر واکولوژی جدید دشوار است. مدل‌های شبیه‌سازی پویا می‌توانند اطلاعات کمی را به ویژه در مورد رژیم آب و همچنین تاثیر آن بر عملکرد محصول ارائه دهند. تجزیه و تحلیل شبیه‌سازی دینامیکی ابعاد دیگری از قبیل ارزیابی تغییرات زمانی نیازمندی‌های استفاده از اراضی و خصوصیات اراضی را ایجاد می‌نمایند (دلا روزا و وان دیپن، ۲۰۰۲). همچنین روش‌های شبیه‌ساز پویای مرتبط با سیستم‌های خاک/گیاه و یا رشد/آلودگی در مقیاس محلی نسبتاً پیشرفت کرده است، ولی تعمیم نتایج به مقیاس منطقه‌ای همچنان یک اولویت مهم است. این تعمیم می‌تواند توسط تکنیک‌های بزرگ مقیاس سازی^۱ انجام شود، یعنی باید بوسیله توسعه توابع انتقال داده‌ها، ارتباط لازم بین متغیرهای ورودی مدل‌های شبیه‌سازی و اطلاعات موجود در پایگاه‌های داده‌های خاک‌شناسی ایجاد شده وارد مدل گردند.

مدل‌های هیبریدی^۲

در سیستم‌های هیبریدی ارزیابی زمین، از طریق ارتباط دو نوع مدل، یک تابع استدلال کیفی شبیه‌سازی می‌شود، در حالی که در بخش دیگری، مدل‌سازی کمی را شبیه‌سازی می‌شود. به عنوان مثال، در یک مدل درخت تصمیم‌گیری، شاخه‌های ایجاد شده از داده‌های کیفی آن با شاخه‌های ایجاد شده از داده‌های کمی حاصل از مدل شبیه‌سازی، ترکیب می‌شود. از این سیستم‌های هیبریدی با استفاده از درخت تصمیم‌گیری کیفی و شبکه‌های عصبی مصنوعی نیمه کمی برای ارزیابی خطر فرسایش خاک استفاده شده است. رویکرد ترکیب روش تخصصی / شبکه عصبی عملکرد بسیار خوبی در مدل‌سازی فرسایش خاک داشته است و توانایی کمی‌سازی و تعمیم بسیار خوبی

^۱ - Up Scaling

^۲ - Hybrid Models

بایستی برآیندی مناسب و قابل اجرا از تلفیق صحیح کلیه پتانسیل‌ها، محدودیت‌ها و نیازهای هر منطقه باشد، در حالی‌که همزمان بایستی به نیازهای ملی نیز پاسخگو باشد.

مدیریت پایدار اراضی

(Sustainable land management)

مدیریت جامع و پایدار اراضی عمدتاً برای برنامه‌ریزی استفاده از اراضی در مقیاس کشوری اعمال می‌گردد که در کشور ما به عنوان آمایش سرزمین خوانده می‌شود. آمایش سرزمین در واقع با ارزیابی و پایدار نمودن توابع خاک و خدمات زیست‌بومی و ارائه راه کارهایی برای نیل به آرمان‌های هفده‌گانه توسعه پایدار، سعی در ایجاد مدیریتی پایدار برای کشور می‌باشد. فعالیت‌های آمایش سرزمین شامل اقدامات ساماندهی و نظام‌بخشی به فضای طبیعی، اجتماعی و اقتصادی در سطوح ملی و منطقه‌ای است که بر اساس تدوین اصلی‌ترین جهت‌گیری‌های توسعه بلند مدت کشور در قالب تلفیق برنامه‌ریزی‌هایی از بالا و پایین و با تکیه بر قابلیت‌ها، توانمندی‌ها، تغییرات پویای زمانی-مکانی متغیرها و محدودیت‌های منطقه‌ای در یک برنامه‌ریزی انعطاف‌پذیرانه، هماهنگ و بلندمدت صورت می‌گیرد. این رویکرد زمینه تعامل میان سه عنصر انسان، فضا، فعالیت و ارائه چیدمان منطقی فعالیت‌ها در عرصه سرزمین را فراهم می‌کند. هدف کلی آمایش سرزمین عبارت است از سازماندهی فضا به منظور بهره‌وری مطلوب از سرزمین در چهارچوب منافع ملی و محیطی است. آمایش سرزمین زیربنای سازماندهی توسعه منطقه‌ای است و به بیانی دیگر ابزار اصلی برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری‌های منطقه‌ای، ملی و جهانی است. آمایش سرزمین، روند جامعی از برنامه‌ریزی منطقه‌ای را ارائه می‌کند. این شکل از مطالعه برای به‌کارگیری برنامه‌ریزی منطقه‌ای در سطح یک کشور بهترین مکمل برای برنامه‌ریزی کلان و منطقه‌ای است. برنامه‌ریزی آمایش سرزمین چون با دیدی وسیع و همه جانبه به فضای ملی نگاه می‌کند، همه مناطق کشور را باحوصله و دقت و از جهات مختلف مورد مطالعه و

های چندگانه در فرآیندهای ارزیابی زمین و برنامه‌ریزی استفاده از زمین استفاده می‌شوند. فرایند برنامه‌ریزی استفاده از زمین، به نوبه خود، سناریوهای اولیه استفاده از زمین را ارائه می‌نماید؛ بنابراین دو فرآیند به هم وابسته و در راستای کلی ارزیابی مکمل هم می‌باشند (الیاسون، ۲۰۰۷). هدف اصلی برنامه‌ریزی استفاده از زمین برای اطمینان از استفاده بهینه هر واحد اراضی به منظور ارائه حداکثر مزایای اجتماعی، به خصوص تولید مواد غذایی، بدون تخریب منابع زمین می‌باشد. برنامه‌ریزی استفاده از زمین دارای جوانب سیاسی و عقلانی نیز می‌باشد. در نظر گرفتن فرآیندهای سیاسی در اجرای هرچه واقعی‌تر برنامه‌ریزی استفاده از زمین لازم و ضروری می‌باشند (بنی نعمة، ۲۰۰۳).

برنامه‌ریزی جامع استفاده از اراضی

(Comprehensive land use planning)

احیای ارزش‌های زیست‌محیطی و چینش گزینه‌های بلند مدت استفاده از زمین، همواره جزء نگرانی‌های عمده بشر بوده است. بکارگیری برنامه‌های استفاده از منابع یکپارچه‌تر و جامع‌تر برای افزایش تولیدات کشاورزی، برای جامع عمل پوشاندن به اهداف تولید کشاورزان یا رفاه نسل آینده، کاهش فقر و حفظ محیط‌زیست، در دستور کار کشورهای در حال توسعه می‌باشد (سون و همکاران، ۲۰۰۸). نمونه بارز چنین مطالعاتی مطالعات تعیین الگوی کشت (مدیریت چند جانبه اراضی کشاورزی به هدف متعادل نگه داشتن تولید و اقتصاد کشاورز، استفاده بهینه از منابع و حفظ محیط زیست) منطقه‌ای می‌باشد. طراحی و پیشنهاد الگوی کشت یکی از مهمترین مباحث در برنامه‌ریزی کشاورزی هر کشور محسوب می‌شود. بطورکلی عوامل مؤثر بر الگوی کشت محصولات زراعی و باغی را می‌توان عوامل محیطی و منابع طبیعی (اقلیم، منابع آب و خاک و ...)، عوامل زیست‌محیطی، عوامل اجتماعی، سیاست‌گذاری‌های دولت و عوامل اقتصادی دانست. الگوی کشت محصولات به عنوان برنامه تولیدات کشاورزی آینده، در درجه اول

شناسایی قرار می‌دهد. سپس بر اساس توانمندی‌ها، قابلیت‌ها و استعدادهای هر منطقه باتوجه به یکنواختی و هماهنگی اثرات نتایج عملکردهای ملی آن‌ها، نقش و مسئولیت خاصی را به هر منطقه محول می‌کند.

مهم‌ترین خصوصیات آمایش سرزمین، جامع‌نگری، دوراندیشی، کل‌گرایی، کیفیت‌گرایی و سازماندهی فضای کشور است. هدف آمایش سرزمین، توزیع بهینه جمعیت و فعالیت در سرزمین است، به‌گونه‌ای که هر منطقه متناسب با قابلیت‌ها، نیازها و موقعیت خود از طیف مناسبی از فعالیت‌های اقتصادی و اجتماعی برخوردار باشد و جمعیتی متناسب با توان و ظرفیت اقتصادی خود بپذیرد؛ به عبارت دیگر، سازماندهی فضا به منظور بهره‌وری مطلوب از سرزمین در چهارچوب منافع ملی، هدف کلی آمایش سرزمین می‌باشد. آمایش سرزمین، زمینه اصلی تهیه برنامه‌های توسعه اقتصادی- اجتماعی هر منطقه را فراهم می‌آورد و ابزار اصلی تلفیق برنامه‌ریزی‌های اقتصادی و اجتماعی با برنامه‌ریزی‌های فیزیکی و فضایی خواهد بود. از آن‌جا که برای تحقق اهداف توسعه، باید همه منابع اجتماعی را اعم از منابع انسانی، اقتصادی و منابع فضایی و محیطی به کار گرفت و به کارگیری همه این‌ها مستلزم برنامه‌ریزی است، لذا آمایش سرزمین مبنای طرح‌ها و برنامه‌های جامع توسعه بوده و پیوند دهنده برنامه‌ریزی‌های اقتصادی، اجتماعی و فضایی یا مجموع آنان در قالب برنامه‌ریزی جامع و در مقیاس ملی و منطقه‌ای است.

روش‌های ارزیابی زیست‌بومی

برنامه‌ریزی منابع زمین (Land resources planning)

برنامه‌ریزی استفاده از زمین و بطور وسیع‌تر برنامه‌ریزی منابع زمین (LRP)، با توجه به ابعاد بیوفیزیکی و اقتصادی اجتماعی مد نظر، ابزاری برای دستیابی به استفاده پایدار و کارآمد از منابع است. با این وجود، در دسترس نبودن ابزار و اطلاعات مناسب برای حمایت و رفع نیازهای تصمیم‌گیرندگان در مقیاس‌های مختلف، می‌تواند محدودیت بزرگی برای اجرای آن

محسوب شود. نیازهای تصمیم‌گیرندگان برای رسیدگی به چالش‌ها و عوامل تغییردهنده و ترویج پاسخ‌های مؤثر و پایدار نیاز به داده، اطلاعات و مجموعه‌ای از ابزارها و روش‌های به روز برای برنامه‌ریزی منابع زمین دارد. برنامه‌ریزی منابع زمین، با بکارگیری ابعاد بیوفیزیکی، اقتصادی، اجتماعی، فرهنگی و حکومتی، باید مدیریت چشم‌انداز یکپارچه‌ای انجام دهد که نیازهای ذینفعان مختلف را برآورده ساخته و استراتژی‌های ملی مختلف را اجرائی نماید. پیشنهاد شده که یک فرایند هم‌فکری با طیف وسیعی از ذینفعان که در مقیاس‌های مختلف فعالیت، به منظور جمع‌آوری بازخوردهای اصلاحی در ابزار و روش‌های بکار گرفته‌شده جمع‌آوری و در جهت رفع اشکالات و استفاده از فرصت‌های احتمالی استفاده شوند. این فرآیند مشاورتی باید به تشکیل یک استراتژی برای توسعه، آزمون و اعتبار سنجی برنامه منتهی گردد (زیادت و همکاران، ۲۰۱۷).

برنامه‌ریزی منابع زمین شامل یک ارزیابی زمین و برنامه‌ریزی استفاده از زمین می‌شود که شامل یک برنامه ارزیابی سیستماتیک پتانسیل زمین است که از طریق فرایندهای مشارکتی چندگانه، چند بخشی، استفاده از زمین را بهینه نموده و شرایط اقتصادی و اجتماعی را بهبود می‌بخشد. در این راستا، سازمان خوار و بار جهانی برای، کاهش تخریب اراضی، استفاده از برنامه‌های مدیریت پایدار اراضی در کشاورزی، دامداری و جنگلداری را ترویج می‌نماید و از سوی دیگر، احیا و بازسازی زمین‌های تخریب شده را در دستور کار خود قرار داده است. برنامه‌ریزی منابع زمین بخشی از مدیریت یکپارچه و پیوسته مدیریت منابع زمین است که شامل ارزیابی اراضی، شناسایی نیازها و چالش‌ها، انتخاب و اجرای گزینه‌های بهینه مدیریت پایدار اراضی و سیستم‌های پشتیبانی تصمیم در مزرعه، چشم‌انداز و مقیاس ملی و نظارت و ارزیابی اثرات برای اطلاع‌رسانی به تصمیم‌گیرندگان و ذینفعان می‌باشد. برنامه‌ریزی منابع زمین یک رویکرد و به کارگیری گزینه‌های مطلوب مدیریت پایدار

به طور کلی رویکرد شاخص‌های خاک و رویکرد استاتیکی بر وضعیت خاک در شرایط فعلی تمرکز دارند و رویکردهای پویا برای ارزیابی روندها و تغییرات زمانی مناسب‌اند. سیاستگذاری بر توابع و خدمات زیست‌بومی خاک نیاز به داشتن نتایج ارزیابی در شرایط فعلی و روند تغییرات آن‌ها دارند (ماعر و همکاران، ۲۰۱۲).

نتیجه‌گیری

همه کشورها در یک مشارکت جهانی در تحقق آرمان‌های پایدار و اهداف تابعه شریک شده تا بشر را از استبداد و فقر و گرسنگی آزاد کرده و با کاهش مخاطرات زیست‌محیطی، سیاره زمین را امن نمایند. برای جامع عمل پوشاندن به این اهداف، برنامه توسعه پایدار جهانی در دستور کار کشورهای مختلف تا سال ۲۰۳۰ قرار دارد. ارتباطات و ماهیت اهداف توسعه پایدار، یکپارچه، تفکیک‌ناپذیر بوده و ابعاد توسعه اقتصادی، اجتماعی و محیط زیستی هر کشوری را شامل می‌شود. برای اطمینان از محقق شدن آرمان‌ها و اهداف توسعه پایدار، اجرای همه جانبه فعالیت‌ها در همه کشورها اهمیت حیاتی دارد. برای حصول به آرمان‌های تعریف شده، کشورها ناگزیر به تهیه پایگاه داده‌های منابع طبیعی در مقیاسی کاربردی و متعاقب آن انجام مطالعات ارزیابی همه جانبه منابع طبیعی برای مدیریت پایدار در سطح ناحیه‌ای، منطقه‌ای و ملی می‌باشند.

پیشنهادهای ترویجی

بر اساس خط مشی تعیین شده از طرف سازمان ملل متحد و مشارکت کشور از ارکان و برنامه‌های تعریف شده برای رسیدن به اهداف ملی، درک مزایم و روش‌های درگیر با داده‌کاوی، نقشه‌برداری و استفاده از اطلاعات کمی و کیفی در ارزیابی تمام خصوصیات نشان دهنده سلامت و کارایی خاک و مسایل محیطی در سطوح ملی، استانی و محلی لازمه پیشبرد اهداف حفظ و بهره‌برداری پایدار منابع طبیعی می‌باشد. به همین جهت اجرای متوالی مراحل زیر در کشور پیشنهاد می‌گردد:

اراضی در یک زمینه مدیریت یکپارچه است که توسط سیاست و ساختار کشورها، پشتیبانی می‌شود. پیاده‌سازی طرح‌های مدیریتی باید با مشارکت همه ذینفعان اجرا شده، نتایج و تأثیرات آن به صورت دوره‌ای، باید به اطلاع تصمیم‌گیرندگان و برنامه‌ریزان رسانیده شود (زیادت و همکاران، ۲۰۱۷).

ارزیابی توابع و خدمات زیست‌بومی خاک‌ها

توابع خاک و خدمات اکوسیستمی خاک به روش‌های زیر ارزیابی می‌شوند (گرینر و همکاران، ۲۰۱۷).

رویکردهای استفاده از شاخص: این رویکردها، از خواص شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی خاک به عنوان شاخص-های ساده یک بعدی برای بیان وضعیت و شرایط کیفی عملکرد یا کیفیت خاک تعریف و از آن‌ها برای ارزیابی استفاده می‌نماید (کارلن و همکاران، ۲۰۰۳؛ اوباده و لعل، ۲۰۱۶؛ وین هولد و همکاران، ۲۰۰۴).

رویکردهای استاتیک: رویکردهای استاتیک با استفاده از قوانین تجربی ساده برای اندازه‌گیری توابع خاک اقدام می‌نمایند (لهمن و همکاران، ۲۰۱۳؛ کالزولاری و همکاران، ۲۰۱۶). رویکردهای استاتیک ظرفیت کلی خاک را به عنوان توانائی انجام یک تابع خاص ارزیابی می‌کنند، اما تأثیرات استفاده از زمین و شیوه‌های مدیریت زمین در نظر گرفته نمی‌شوند. رویکردهای استاتیک به طور خاص مناسب برنامه‌ریزی استفاده از زمین برای حمایت از استفاده پایدار از منابع خاک می‌باشند (لهمن و استاهر، ۲۰۰۷؛ مولر و همکاران، ۲۰۱۰).

رویکردهای پویا: رویکردهای نیمه پویا یا پویا شامل ارزیابی فرآیندهای خاک، آب، هوا و سایر عوامل محیطی و همچنین تغییرات زمانی و مکانی شیوه‌های استفاده از زمین و مدیریت زمین است. این رویکردها شامل مطالعات مدل‌سازی خاک و محیط زیست و همچنین مدل‌های بیوفیزیکی در زمینه‌های مختلف (مانند چرخه مواد غذایی، چرخه آب و تخریب خاک)، با توجه به فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک می‌شوند.

تهیه پایگاه داده (نقشه پراکنش و داده‌های کمی مرتبط) ارزیابی و تعیین کلاس‌های کیفیت اراضی، صفات خاک و همه جانبه و چند گرایشی از ذخایر منابع طبیعی شناسایی مناطقی که احتیاج به بهسازی و اصلاح دارند، تهیه نقشه‌های رقومی موضوعی از تمام خصوصیات، کیفیت و فاکتورهای خاک ارزیابی اراضی برای محصولات رایج و قابل ترویج، اجرای طرح‌های بهسازی و یا اصلاحی اراضی.

فهرست منابع

۱. ایوبی ش.، ا. جلالیان، ۱۳۸۹. ارزیابی اراضی (کاربری‌های کشاورزی و منابع طبیعی). دانشگاه صنعتی، چاپ دوم.
۲. حسینی م. و ح. مرادی،. بررسی کارایی روش‌های سنتی و مدرن در ارزیابی اثرات زیست محیطی. دومین کنفرانس برنامه ریزی مدیریت محیط زیست.
۳. سعیدی م. ع. کرباسی، ت. سهراب، ر. صمدی، ۱۳۸۴. مدیریت زیست محیطی نیروگاه‌ها. نشر وزارت نیرو- سازمان بهره‌وری انرژی ایران (سابا).
۴. هرچگانی ح. و گ. بنی طالبی، ۱۳۹۲. اثر بیست و سه سال آبیاری سطحی با پساب شهری بر انباشت بعضی فلزات سنگین در خاک، انتقال به دانه‌های گندم و ذرت و خطرات بهداشتی مرتبط. نشریه آب و خاک دانشگاه فردوسی مشهد (علوم و صنایع کشاورزی)، ۲۷، جلد ۳ شماره صفحات ۵۷۰-۵۸۰.
5. Adhikari K., A. E. Hartemink, 2016. Linking soils to ecosystem services- A global review. *Geoderma* 262, pp 101-111.
6. Alghobar M. A., S. Suresha, 2016. Evaluation of metal accumulation in soil and tomatoes irrigated with sewage water from Mysore city, Karnataka, India. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, King Saud University. DOI:10.1016/j.jssas.2015.02.002.
7. AL-Jaboobi Muamar, Abdelmajid Zouahri, M'hamed Tijane, Abdellah El Housni, Zakaria Mennane, Hasna Yachou and Mohammed Bouksaim, 2014. Evaluation of heavy metals pollution in groundwater, soil and some vegetables irrigated with wastewater in the Skhirat region "Morocco" *J. Mater. Environ. Sci.* 5 (3) pp 961-966.
8. Balkhair K. S., M. A. Ashraf, 2016. Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 23, S32-S44.
9. Bani Neameh J., 2003. Land evaluation for Land Use Planning with especial attention to sustainable fodder production in the Rouzeh Chai catchment of Orumiye area – Iran. MSc thesis submitted to the International Institute for Geo-information Science and Earth Observation. Enschede, the Netherlands.
10. Blum W.E.H. (1993) Soil Protection Concept of the Council of Europe and Integrated Soil Research, in: Eijsackers H.J.P., Hamer T. (Eds.), *Integrated Soil and Sediment Research: A basis for Proper Protection, Soil and Environment*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, Vol. 1, pp. 37-47.
11. Bouma J, Kwakernaak C, Bonfante A, Stoorvogel JJ, Dekker LW (2015). Soil science input intransdisciplinary projects in the Netherlands and Italy. *Geoderma Reg* 5:96-105, <http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.04.002>.
12. Bouma J., 2019. Soil Security in Sustainable Development. *Soil Syst.*, 3, 5; doi: 10.3390/soilsystems3010005.
13. Bouma J., M.K. van Ittersum, J.J. Stoorvogel, N.H. Batjes, P. Droogers, and M.M. Pulleman, 2016. Soil Capability: Exploring the Functional Potentials of Soils, In: D.J.

- Field et al. (eds.), Global Soil Security, Progress in Soil Science, DOI 10.1007/978-3-319-43394-3_3.
14. Bouma, J., 2015. Reaching out from the soil-box in pursuit of soil security. *Soil Sci. PlantNutr.* 1–10.
15. Bouma, J., Van Ittersum, M.K., Stoorvogel, J.J., Batjes, N.H., Droogers, P., Pulleman, M.M., 2017. Soil capability: exploring the functional potentials of soils. In: Field, D.J.e.a. (Ed.), *Global Soil Security*. Springer International Publishing, Switzerland, pp. 27–44.
16. Bünemann E. K., G. Bongiorno, Z. Bai, R. E. Creamer, Gerlind De Deyn, Ron de Goede, Luuk Fleskens, Violette Geissen, Thom W. Kuyper, Paul Mäder, Mirjam Pulleman, Wijnand Sukkel, Jan Willem van Groenigen, Lijbert Brussaard, 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105-125 pp.
17. Carter, M.R., Gregorich, E.G., Anderson, D.W., Doran, J.W., Janzen, H.H., Pierce, F.J., 1997. Concepts of soil quality and their significance. In: Gregorich, E.G., Carter, M.R. (Eds.), *Developments in Soil Science*. Elsevier, pp. 1–19.
18. Chiroma T. M1., Ebewe R. O2. And Hymore F.K, 2014, Comparative Assesment of Heavy Metal Levels In Soil, Vegetables and Urban Grey Waste Water Used For Irrigation in Yola and Kano. *International Refereed Journal of Engineering and Science (IRJES)*. Volume 3, Issue 2, PP.01-09.
19. Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 (6630), 253–260.
20. De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41(3), 393–408.
21. De la Rosa D. and C.A. van Diepen, 2002. Qualitative and Quantitative Land Evaluation, in 1.5. Land Use and Land Cover, in *Encyclopedia of Life Support System (EOLSS-UNESCO)*, Eolss Publishers. Oxford, UK. [<http://www.eolss.net>]
22. Delgado, F., Lopez, R., 1998. Evaluation of soil development impact on the productivity of Venezuelan Soils. *Advances in GeoEcology* 31: 133-142.
23. Dengiz O., M. Usul, 2018. Multi-criteria approach with linear combination technique and analytical hierarchy process in land evaluation studies. *Eurasian J Soil Sci.*, 7 (1) 20 – 29.
24. Dominati, E., Mackay, A., Green, S., Patterson, M., 2014. A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: a case study of pastoral agriculture in New Zealand. *Ecol. Econ.* 100, 119–129.
25. Dumanski, J., Pieri, C., 2000. Land quality indicators: research plan. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 81, 93–102.
26. Eliasson A., 2007. Review of Land Evaluation Methods for Quantifying Natural Constraints to Agriculture The Institute for Environment and Sustainability. Joint Research Centre, Ispra (Italy).
27. Fagbote Emmanuel Olubunmi, Olanipekun Edward Olorunsola, 2010. Evaluation of the Status of Heavy Metal Pollution of Sediment of Agbabu Bitumen Deposit Area, Nigeria. *European Journal of Scientific Research* No.3, pp.373-382.
28. FAO (1976) A framework for land evaluation. *Soils bulletin* 32. Food and Agriculture of the United Nations, Rome. ISBN 92 5 100111 1. pp. 72.
29. FAO 2017. Voluntary Guidelines for Sustainable Soil Management Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Italy.
30. FAO and ITPS, 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy.
31. FAO and ITPS, 2017. Global assessment of the impact of plant protection products on soil functions and soil ecosystems, Rome, FAO. 40 pp.
32. FAO, 2015. Revised World Soil Charter. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italy.

33. Greiner L., A. Keller, A. Grêt-Regamey, A. Papritz, 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy*, 69: 224-237 pp.
34. Harrison, R., Strahm, B., Yi, X., 2010. Soil education and public awareness. In: Verheye, W.H. (Ed.), *Soils, Plant Growth and Crop Production*. Vol. III. *Encyclopaedia of LifeSupport Systems (EOLSS)*. EOLSS publishers/UNESCO, UK, pp. 196–218.
35. Hewitt, A., Dominati, E., Webb, T., Cuthill, T., 2015. Soil natural capital quantification by the stock adequacy method. *Geoderma* 241–242, 107–114.
36. Iwegbue C.M.A., F.I. Bassey, G.O. Tesi, G.E Nwajei and A.I. Tsafe, 2013. Assessment of Heavy Metal Contamination in Soils around Cassava Processing Mills in SubUrban Areas of Delta State, Southern Nigeria. *Nigerian Journal of Basic and Applied Science*, 21(2): 96-104pp.
37. Jan Beek K., K. de Bie and P. Driessen, 1997. *Land Evaluation for Sustainable Land Management*. International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences (ITC) P.O.Box 6, 7500 AA Enschede, the Netherlands.
38. Jintao L., Cuicui Chen, Xiuli Song, Yulan Han, Zhenhai Liang, 2011. Assessment of Heavy Metal Pollution in Soil and Plants from Dunhua Sewage Irrigation Area. *Int. J. Electrochem. Sci.*, 6 pp 5314 – 5324.
39. Jón Örvar Jónsson J. O., B. Davidsdottir, N. P. Nikolaidis, 2016. Valuation of Soil Ecosystem Services. Chapter in *Advances in Agronomy* · DOI: 10.1016/bs.agron.2016.10.011.
40. Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F., Schuman G.E. (1997). Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 4–10.
41. Karlen, D.L., Ditzler, C.A., Andrews, S.S., 2003. Soil quality: why and how? *Geoderma* 114, 145–156. [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00039-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00039-9).
42. Keesstra, S. D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J. N., Pachepsky, Y., van der Putten, W. H., Bardgett, R. D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., and Fresco, L. O., 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals, *SOIL*, 2, 111-128, <https://doi.org/10.5194/soil-2-111-2016>.
43. Klingebiel, A.A., Montgomery, P.H., 1966. *Land Capability Classification*. United States Department of Agriculture. Handbook No. 210, Washington, USA.
44. Ludwig M., P. Wilmes, S. Schrader, 2018. Measuring soil sustainability via soil resilience. *Science of the Total Environment*, 626: 1484- 1493.
45. McBratney, A.B., Field, D.J., Koch, A., 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma* 213, 203–213.
46. McRae, S.G., Burnham, C.P., 1981. *Land Evaluation*. Clarendon Press, Oxford, UK. 239 p.
47. MEA, 2005. *Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-being 5*. Island Press Washington, DC.
48. Obade, V., Lal, R., 2016. Towards a standard technique for soil quality assessment. *Geoderma* 265, 96–102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.11.023>.
49. Robinson, D.A., Emmett, B.A., Reynolds, B., Rowe, E.C., Spurgeon, D., Keith, A.M., Lebron, I., Hockley, N., 2012. Soil natural capital and ecosystem service delivery in a world of global soil change. In: Hester, R.E., Harrison, R.M. (Eds.), *Soils and Food Security. Issues in Environmental Science and Technology Series*, pp. 41–68.
50. Saaty, T, 1980. *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*. McGraw Hill International, New York, USA. 287p.
51. Smyth, A.J. and Dumanski, J. 1993. *FESLM: An international framework for evaluating sustainable land management*. A discussion paper. World Soil Resources Report 73. Food & Agriculture Organization, Rome, Italy. 74 pp.
52. Son N. T., T. V. Hieu, R. P. Shrestha, N. T. Trieu, N. V. Kien, V. T. Anh, P. A. Dung, H. N. Duc, N. M. Du, N. X. Niem, 2008. Integrated land-use planning for sustainable

- agriculture and natural resources management in the Vietnamese Mekong delta. AEJ (2008) 6:307–324. DOI 10.1007/s10308-008-0175-1.
53. Storie, R.E., 1938. An index for rating the agricultural value of soils. Bulletin 556. University of California, College of Agriculture, Agricultural Experiment Station Berkeley, California, USA. 46p.
54. Sys, C., Van Ranst, E., Debaveye, J., 1991. Land evaluation part I Principles in land evaluation and crop production calculations. General administration for development cooperation (GADC), Agricultural Publications No. 7, Brussels, Belgium. Pp.40-80.
55. Szabolcs, I., 1994. The concept of soil resilience. In: Greenland, D., Szabolcs, I. (Eds.), Soil Resilience and Sustainable Land Use. CAB International, Wallingford, UK, pp. 33–39.
56. Thomas F Doring T. F., A. Vieweger, M. Pautasso, M. Vaarst, M. R Finckh and M. S. Wolfe. 2014. Resilience as a universal criterion of health. Published online in Wiley Online Library, DOI 10.1002/jsfa.6539.
57. UNEP (2016) Unlocking the Sustainable Potential of Land Resources: Evaluation Systems, Strategies and Tools. A Report of the Working Group on Land and Soils of the International Resource Panel. ISBN: 978-92-807-3578-9.
58. UNEP, 2016. Unlocking the Sustainable Potential of Land Resources: Evaluation Systems, Strategies and Tools. A Report of the Working Group on Land and Soils of the International Resource Panel. Herrick, J.E., O. Arnalds, B. Bestelmeyer, S. Bringer, G. Han, M.V. Johnson, D. Kimiti, Yihe Lu, L. Montanarella, W. Pengue, G. Toth, J. Tukahirwa, M. Velayutham, L. Zhang. ISBN: 978-92-807-3578-9.
59. United Nations (UN), 2015. Resolution 70/1. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development.
60. Vlad V., 1996. Proposal for an integrated expert system for land evaluation in Romania. "Stiinta Solului / Soil Science", Bucharest, vol.XXX, no.2, p.77-91.
61. Wienhold, B.J., Andrews, S.S., Karlen, D.L., 2004. Soil quality: a review of the science and experiences in the USA. Environ. Geochem. Health 26, 89–95.
62. Young, I., Crawford, J., 2004. Interactions and self-organisation in the soil-microbe complex. Science 304, 1634–1637.
63. Ziadat Z., S. Bunning and E. De Pauw, 2017. Land resource planning for sustainable land management. Land and Water Division Working Paper No. 14, FAO publication, ISBN 978-92-5-109896-7.

بررسی وضعیت آلودگی خاک و محصولات کشاورزی در ایران

حامد رضایی^۱، کریم شهبازی، سعید سعادت و کامبیز بازرگان

دانشیار بخش تحقیقات اصلاح خاک و مدیریت پایدار اراضی، موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، ایران.

Rezaei_h@yahoo.com

دانشیار بخش آزمایشگاهها موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، ایران. shahbazikarim@yahoo.com

دانشیار بخش تحقیقات اصلاح خاک و مدیریت پایدار اراضی، موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، ایران.

saeed_saadat@yahoo.com

دانشیار بخش آزمایشگاهها، موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، ایران. k_bazargan@yahoo.com

چکیده

عوامل بسیاری بر روی تولید محصولات سالم تأثیر دارند، چندان که نظارت بر آن‌ها مستلزم نگاه فرآیندی و سیستمی در کلیه مراحل قبل از کشت تا هنگام عرضه و مصرف آن‌ها هست. لذا به منظور آگاهی از مهم‌ترین عوامل و استفاده از تجارب ملی و بین‌المللی، مطالعات داخلی و خارجی انجام گرفته، مورد بررسی و مطالعه قرار گرفت تا به توان بر اساس آن مطالعات و اقدامات بعدی را طراحی نمود. خاک بستر تولید محصولات کشاورزی است. اگرچه تشکیلات زمین‌شناسی دارای غلظت‌های بالای عناصر آلاینده (به‌ویژه فلزات سنگین) می‌تواند باعث آلودگی منابع خاک گردد، اما فعالیت‌های بشری همانند فعالیت صنایع آلاینده، استفاده نادرست از نهاده‌های کشاورزی مانند آفت‌کش‌ها، کودهای شیمیایی و آلی (به‌ویژه کودهای فسفاتی، کودهای عناصر کم‌مصرف، لجن فاضلاب غیراستاندارد)، فاضلاب با کیفیت نامناسب، فرونشست‌های جوی به‌ویژه در مناطق شهری و حاشیه شهرها، از جمله مواردی هستند که خاک را تحت تأثیر آلاینده‌ها قرار می‌دهند. آلودگی آب امری منفک از خاک نبوده بلکه در ارتباط تنگاتنگ باهم هستند. هرچند گزارش‌هایی در مناطقی از کشور حاکی از وجود برخی فلزات سنگین در منابع آب با منشأ ژئوهیدرولوژیکی وجود دارد، اما به نظر می‌رسد استفاده از فاضلاب‌ها در آبیاری محصولات کشاورزی در برخی نقاط به دلیل حجم و زمان طولانی نیازمند توجه جدی هست. در نهایت مدیریت به‌عنوان کلیدی‌ترین عامل در سلامت محصولات، نقش‌آفرینی اصلی را دارد. به هر روی تولید محصولات سالم صرفاً با منابع پایه (الف) خاک، (ب) آب و (ج) هوای سالم همراه با (د) مدیریت درست و با استفاده از (هـ) نهاده‌های سالم، (و) ضمن حفظ تعادل زیستی امکان‌پذیر است. وضعیت آلودگی محصولات مختلف در حقیقت برآیندی از فرآیند تولید محصول و عوامل مؤثر بر آن هست. نتایج بررسی برخی مطالعات داخلی نشان داد که به دلیل حساسیت و نیاز به تجربه بالا در مراحل مختلف نمونه‌برداری، اندازه‌گیری، گزارش تفسیر نتایج فلزات سنگین و نیتрат نتایج بسیاری از مطالعات قابل استفاده نیست. در بین محصولات، غلظت نیترات در محصولات همانند اسفناج، کاهو، کرفس، سیب‌زمینی و خیار بیشترین و در محصولات میوه‌ای همانند گوجه‌فرنگی، هندوانه و طالبی کمترین غلظت نیترات مشاهده شد. در مورد فلزات سنگین نیز گسترش عمومی در مطالعات مشاهده نمی‌گردد. برای مدیریت و تولید محصولات با حدود مجاز آلاینده‌ها لازم است تا عوامل ذکر شده در تولید محصول سالم مورد توجه قرار گیرد. در این رویکرد، مدیریت بهینه حاصلخیزی خاک برای کنترل نیترات در محصولات، انتخاب گونه و رقم مناسب، عدم کاشت در اراضی آلوده و یا در معرض فرونشست‌های جوی و آب‌های آلوده امر ضروری است. برای رسیدن به این هدف انجام پایش کیفیت محصولات کشاورزی با صحت و دقت مناسب و شناسایی مناطق پر ریسک در تولید محصولات آلوده و عوامل آلاینده می‌توان نسبت به ارائه راهکار مناسب در هر منطقه متناسب با عامل آن اقدام نمود.

واژه‌های کلیدی: پالایش، آلودگی، فلزات سنگین، نیترات، زمین‌زاد، انسان‌زاد

^۱ -آدرس نویسنده مسئول: موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، ایران.

مقدمه

افزایش جمعیت و نیاز روزافزون به غذا، از طریق افزایش تولید در واحد سطح و گسترش اراضی کشاورزی زمینه‌ساز بهره‌کشی غیرخردمندانه بشر از منابع طبیعی گردید. معرفی ارقام پرمحصول، توسعه روش‌های شیمیایی مبارزه با علف‌های هرز، آفات و بیماری‌های گیاهی، کاربرد ماشین‌آلات پیشرفته کشاورزی، گسترش استفاده از انواع کودهای شیمیایی از جمله روش‌هایی بودند که برای تأمین نیازهای بشر به محصولات غذایی ارائه و بکار گرفته‌شد. با ترویج یافته‌ها، کاربرد انواع کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها افزایش قابل توجهی یافت. درحالی‌که وجود انگیزه‌های اقتصادی افزایش تولید و بهبود بازارپسندی ظاهری را به‌بارآورد، اما به دلیل نبود قوانین و مقررات مناسب و تضمین‌کننده کیفیت و سلامت محصولات، خاک و آب و... نگرانی‌هایی را ایجاد نمود. در چنین شرایطی مفهوم "امنیت غذایی" پا به میدان نهاد. امنیت غذایی به معنی وضعیتی است که همه مردم در همه زمان‌ها از لحاظ اقتصادی، اجتماعی و فیزیکی دسترسی به غذای کافی، ایمن و مغذی برای تأمین نیازهای رژیم غذایی و ترجیحات غذایی برای زندگی فعال و سالم داشته باشند (فائو، ۲۰۱۳). یکی از جنبه‌های این تعریف "ایمن بودن غذا" هست. غذای ایمن^۲ غذایی است که وقتی مطابق با استفاده مورد نظر آماده یا خورده شود باعث آسیب به مصرف‌کننده نگردد (فائو و هو، ۲۰۰۹). برای تولید محصول سالم عوامل مختلفی تأثیرگذار هستند که از جمله می‌توان به عوامل خاک، آب، هوا، موجودات زیستی، نهاده و مدیریت را ذکر نمود. سالم نبودن و کیفیت نامناسب هر یک از این عوامل و یا خدشه به هر یک از آن‌ها باعث بروز مشکلاتی در سلامت محصول و در نهایت سلامتی مصرف‌کنندگان می‌گردد. در این نوشتار تلاش گردیده است تا هر یک از این عوامل معرفی شده و با استفاده از اطلاعات موجود تحلیلی از وضعیت این عوامل و آثار آن بر تولید محصولات کشاورزی سالم ارائه گردد.

خاک سالم، بستر تولید سالم

حدود ۷۸ درصد میانگین کالری مصرفی، به‌طور مستقیم از گیاهان روییده در خاک و ۲۰ درصد مابقی از دیگر منابع غذایی خشکی‌ها به دست می‌آید که به‌صورت غیرمستقیم به خاک وابسته هستند (برویک، ۲۰۱۴). از دیرباز رابطه‌ی بین سلامت خاک، دام و انسان به‌واسطه تأثیر بر کیفیت و سلامت گیاهان شناخته‌شده است. دوران و همکاران (۱۹۹۶) سلامت خاک را ظرفیت پیوسته خاک برای عمل کردن به‌عنوان سیستم زنده حیاتی در محدوده کاربری اراضی و زیست‌بوم به‌منظور پایداری بارخیزی زیستی، حفظ کیفیت هوا و آب و ارتقاء سلامت گیاه، حیوانات و انسان تعریف کردند. وجود آلاینده‌ها در خاک هم به‌واسطه بهم‌زدن کارکردهای خاک و هم به‌واسطه انتقال به گیاه و سلامت گیاه باعث آسیب به سلامت خاک می‌گردد. بالا بودن فلزات سنگین در خاک به‌جز مواردی که ناشی از جنس زمین‌شناسی و مواد مادری (زمین‌زاد) هست، می‌تواند از منابع کشاورزی (کودها، آفت‌کش‌ها و...)، منابع شهری (پسماندها، فاضلاب و لجن فاضلاب، احتراق سوخت‌های فسیلی)، منابع صنعتی (معدن و ذوب فلزات، صنایع متالورژی، صنایع شیمیایی و الکترونیک)، منابع اتمسفری (فرونشست آلاینده‌های موجود در هوا، گردوغبار) و منابع اتفاقی (انفجارها، جنگ‌افزارها و حوادث صنعتی) منشأ گیرد (میسرال، ۲۰۰۴).

همان‌گونه که ذکر شد غلظت بالای فلزات سنگین در خاک‌ها می‌تواند منشأ زمین‌شناسی و طبیعی (زمین‌زاد) داشته و یا ناشی از فعالیت‌های انسان (انسان‌زاد) باشد. مطالعات مختلفی در داخل کشور حکایت از تأثیر مواد مادری بر غلظت بالای فلزات سنگین در برخی مناطق دارد. ازجمله این مطالعات می‌توان به گزارش‌های غلظت بالای آنتیموان و آرسنیک در منطقه همدان (موسوی و همکاران، ۱۳۹۰)، آرسنیک در قروه (ماجدی و همکاران، ۱۳۹۲) و بیجار کردستان (نبی‌اللهی و همکاران، ۱۳۹۲)، کروم و مس در بیرجند (شهرداری و همکاران، ۱۳۹۰) با منشأ

آب آبیاری سالم و برهمکنش با خاک و گیاه

ازجمله منابع آلاینده خاک و محصولات، استفاده از منابع آب آلوده هست. آلودگی خاک و آب با یکدیگر عجین بوده و تفکیک این دو از یکدیگر امری دشوار است. کیفیت آب به ترکیب آب تغذیه‌کننده‌ی آبخوان، ترکیب کانی‌ها و واکنش‌پذیری سازنده‌های زمین‌شناسی آبخوان‌ها، فعالیت‌های بشری و پارامترهای محیطی مؤثر بر تحرک ژئوشیمیایی ترکیبات بستگی دارد (اصغری مقدم و برزگر، ۱۳۹۴). متأسفانه مسائل مربوط به کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی را در بیشتر موارد به‌دشواری می‌توان حل کرد؛ زیرا آثار آلودگی هنگام پمپاژ آب از چاه آشکار می‌شود. دلیل آن‌هم سرعت کم آب زیرزمینی و ناهمگنی موجود در آب زیرزمینی است (اصغری مقدم، ۱۳۸۹). در حال حاضر استاندارد کیفیت آب‌های ایران در کاربری کشاورزی برای آب آبیاری تهیه‌شده است. هم‌چنین در استاندارد ویژگی‌های پساب‌های صنعتی (استاندارد شماره ۲۴۳۹ سازمان ملی استاندارد ایران) حدود مجاز فلزات سنگین در پساب‌های صنعتی برای آبیاری و آیین‌نامه اجرایی ماده ۱۰۴ قانون برنامه توسعه سوم مصوب ۱۳۸۴ هیأت وزیران معیار و حدود مجاز برای تخلیه پساب برای مصرف کشاورزی ارائه گردیده‌است. سازمان حفاظت محیط‌زیست پیش‌نویس استاندارد کیفیت پساب را تهیه که مراحل هماهنگی و تصویب را می‌گذرانند. در جدول ۳ حدود مجاز آلاینده‌ها در پساب بر اساس منابع مختلف آمده است. همان‌گونه که ذکر شد یکی از منابع آلاینده محصولات کشاورزی، استفاده از آب‌های نامناسب برای آبیاری هست. در برخی موارد آلودگی آب منشأ هیدروژئولوژیکی دارد که از جمله می‌توان گزارش‌های بالا بودن میزان آرسنیک در برخی از منابع آب استان کردستان (صفری و همکاران، ۱۳۹۵)، دشت خوی (اصغری مقدم و جلالی، ۱۳۹۲)، دشت تبریز (اصغری مقدم و برزگر، ۱۳۹۴) را ذکر نمود.

زمین‌شناسی اشاره نمود. تحقیقات متنوعی نیز در خصوص آلودگی به فلزات سنگین در اثر فعالیت‌های انسانی انجام‌گرفته است. در جدول یک وضعیت غلظت برخی فلزات سنگین در مطالعات انجام‌شده در داخل کشور نشان داده‌شده است. مرور نتایج تحقیقات انجام‌شده در زمینه آلودگی خاک در اراضی کشاورزی ایران به فلزات سنگین حاکی از آن است که اولاً تاکنون مطالعه‌ای جامع در سطح ملی با مقیاس مناسب انجام نگرفته که لازم است مورد توجه قرارگیرد. ثانیاً بخش قابل‌توجهی از مطالعات انجام‌شده بر روی نمونه‌های خاک اخذشده از مناطق با ریسک آلودگی بالا مانند اراضی اطراف کارخانه‌ها یا مناطق تحت آبیاری با فاضلاب بوده است که بر این اساس نتایج آن‌ها قابل تعمیم به سطح وسیعی از اراضی نیست. به‌هرحال فارغ از خطاهای رایج و پرتکرار که در بخش‌های نمونه‌برداری، اندازه‌گیری و تفسیر نتایج این مطالعات قابل مشاهده است، جمع‌بندی گزارش‌های موجود و مقایسه نسبی آن‌ها، وجود آلودگی به‌صورت لکه‌ای را در بعضی از مناطق کشور نشان می‌دهد که عمدتاً متأثر از آلودگی از منابع بیرونی و فعالیت‌های بشری می‌باشند.

در جدول ۲ مقادیر مختلف حداکثر غلظت مجاز برخی فلزات سنگین و آلاینده خاک در کشورهای مختلف آمده است. سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران نیز نسبت به تهیه استانداردهای آلودگی خاک اقدام نموده است. یکی از مسائل قابل‌توجه در استانداردهای آلودگی خاک در دنیا، بازه وسیع آن‌ها در کشورهای مختلف هست. به‌عنوان مثال در مورد عنصر کادمیم بین ۱ تا ۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک گزارش‌شده است (جدول ۲) که دلیل آن شرایط زیست‌محیطی و رویکردهای تعیین استاندارد سطح آلاینده‌ها در خاک هست.

جدول ۱- وضعیت غلظت برخی فلزات سنگین در مطالعات انجام شده در داخل کشور

شماره منبع	Co	Zn	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Cd	استان/ منطقه (تعداد نمونه)
۷۲	-	-	-	-	۳۸/۴	-	۲۵/۳۴	۰/۲	نهبوند (۳۹)
۱۰۸	-	۴۳۵	۱۹/۰۸	۱۳۴/۳	-	-	۸۱/۱۲	۱۴/۴۳	شاهرود (۵)
۸۶	-	۲۴/۹	۲/۷	۱۳/۹	۶	۴۷/۳	۹/۹	-	عسلویه (۷)
۱۰۴	۱۵/۹	۷۸/۸	-	۱۱۵/۳	۲۶/۲	-	۴۱/۰۸	۰/۱۱	مسجدسلیمان (۱۴)
۱۰۴	-	۸۲/۰۸	-	-	۲۳/۹	۳۴/۸۸	۱۵/۴۲	۰/۱۲	گلستان (۳۴۶)
۱۸	-	۸۰	-	-	۳۶/۴۵	۶۹/۰۳	۲۵/۶۶	-	همدان (۲۸۶)
۸۸	-	-	۵/۱۲	۶۵/۳۱	۳۲/۶۲	۵۶/۵۶	۱۶/۰۲	-	گرگان (۱۴)
۳۱	۱۴/۰۷	۷۷/۴۵	-	۱۳۱/۵۶	۳۵/۰۵	۱۲۷/۹۸	۳۶/۸۲	-	اهواز (۱۶)
۵۱	-	۵۸۰	۸۶/۳۹	۶۹	۲۲۰	-	۶۷	-	اهواز (۳۶)
۵	۲۴/۶	۰/۸۴	-	۲۳/۶	۴۰/۳	۴۸/۳	۸۹/۶	۰/۹۷	زنجان (۲۴۱)
۲۴	-	-	-	-	-	۳/۹۰۳	۲/۴۹۵	۱/۱۷۵	مغان زراعی (۱۱۷) غیر زراعی (۹)
						۰/۸۵۵	۰/۵۳۷	۰/۰۳۹	
۶۲	-	۵۴/۰	-	-	۷/۳۶	-	۶/۹۱	-	ملایر (۲۵۰)
۸۳	-	۱۱۶/۷۷	۷/۴۱	۱۳۵/۹۵	۲۱۶	۲۵/۲۵	۲۸۲/۵۵	۵/۹۹	اهواز (تقاطع‌های شهری) (۵۶)
۲۶	-	۳۱۷۲/۸	۴۸/۳	-	-	-	۲۴۴/۲	۳۸/۷	جزیره قسم (۲۳)
۶۵	-	۵۴/۳۸	-	۳/۵۴	-	۹/۹۸	۲۰/۸۶	۰/۰۳۸	کرمان (۶۰)
۷۹	-	۴۹/۸	-	-	۳۲	۴۶/۵	۵۲/۹	۰/۲۵	مازندران (۲۵۶)
۷۶	-	۱۶۲/۱	-	-	۲۵/۸	-	۳۸/۹	۱/۲	زنجان (۱۴۴)
۴۲	۱۷/۶	-	-	۸۶/۹	-	۶۳/۱	-	-	همدان (۱۳۵)
۴۴	-	۲۹۴/۲	-	-	۲/۸	۰/۸	۱۵۲/۸	۵/۶	زنجان (۱۸۴)
۶۱	-	۱۴۸/۰۶	-	-	۴۰/۵۴	-	۹/۱۰	۰/۲۰	بجنورد (۲۴)
۵۵	۱۰/۲۷	۵۱/۴۰	۵۷/۳	۴۴/۴۵	۷۶/۸۲	۲۴/۳۲	۱۱۲/۷	۹/۳۵	کردستان (۸۸)
۶	۲۴/۶	۱۸۷/۰	-	۲۳/۶	۴۰/۳	۴۸/۳	۸۹/۶	۰/۹۷	زنجان (بخش مرکزی) (۲۴۱)
۴۵	-	۶۰/۰۵	-	۱۸/۳۶	-	۴۰/۲۴	۲۳/۹	۲/۳	اصفهان اراضی اطراف پتروشیمی (۲۵)
۱۰۰	-	۵۰۰	۴۰	۱۱۰	۲۰۰	۱۱۰	۷۵	۵	استاندارد

جدول ۲- حداکثر مقدار مجاز عناصر کمیاب در خاک‌های کشاورزی در آئین‌نامه‌های کشورهای مختلف (پندیاس و پندیاس، ۲۰۰۱) و سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران

عنصر	استرالیا (۱۹۷۷)	هلند (۱۹۷۷ و ۱۹۹۳)	آلمان (۱۹۸۴)	آلمان (۱۹۹۲)	آمریکا (۱۹۸۸)	آمریکا (۱۹۹۳)	روسیه (۱۹۸۶)	انگلستان (۱۹۸۷)	اروپا (۱۹۸۶)	سازمان محیط‌زیست ایران
آرسنیک	۵۰	۳۰	۲۰	-	۱۴	-	۲	۱۰	-	۴۰
بور	۱۰۰	-	۲۵	-	-	-	-	-	-	-
برلیوم	۱۰	۱۰	-	-	-	-	-	-	-	۵
کادمیم	۵	۱-۳	۳	۱/۵	۱/۶	۲۰	-	۳-۱۵	۱-۳	۵
کیالت	۵۰	۵۰	-	-	۲۰	-	-	-	-	۵۰
کروم	۱۰۰	۵۰-۸۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۲۰	۱۵۰۰	۰/۰۵	-	۵۰-۱۵۰	۱۱۰
مس	۱۰۰	۳۰-۷۰	۱۰۰	۶۰	۱۰۰	۷۵۰	۲۳	۵۰	۵۰-۱۴۰	۲۰۰
فلوئور	۵۰۰	-	۲۰۰	-	-	-	-	-	-	۳۰۰
جیوه	۵	۵	۲	۱	۰/۵	۸	۲/۱	-	۱-۱/۵	۷
مولیبدن	۱۰	۱۰	-	-	۴	-	-	-	-	۴۰
نیکل	۱۰۰	۳۰-۷۵	۵۰	۵۰	۳۲	۲۱۰	۳۵	۲۰	۳۰-۷۵	۱۱۰
سرب	۱۰۰	۷۰-۱۵۰	۱۰۰	۱۰۰	۶۰	۱۵۰	۲۰	۵۰۰-۲۰۰۰	۵۰-۳۰۰	۷۵
آنتیموان	-	۱۰	-	-	-	-	-	-	-	۱۰
سلنیوم	۱۰	۱۰	۱۰	-	۱/۶	-	-	-	-	۴
وانادیوم	-	۱۵۰	-	-	-	-	۱۵۰	-	-	۲۰۰
روی	۳۰۰	۱۰۰-۳۰۰	۳۰۰	۲۰۰	۲۲۰	۱۴۰۰	۱۱۰	۱۳۰	۱۵۰-۳۰۰	۵۰۰

فاضلاب‌های صنعتی، کشاورزی و شهری، در برخی موارد به‌عنوان منابع آب آبیاری اراضی کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرند که در مواردی غلظت فلزات سنگین در آن‌ها بالاتر از حدود مجاز هست. در این شرایط استفاده از آب‌های آلوده می‌تواند اثرات نامناسبی بر خاک و محصول داشته باشد. البته وجود آلودگی‌های میکروبی نیز در استفاده از فاضلاب حائز اهمیت هستند که در این نوشتار به آن پرداخته نشده است. استفاده مجدد از زه‌آب‌ها نیز از دیگر منابع آب آبیاری اراضی کشاورزی است که می‌تواند حامل نیترات و دیگر ترکیبات باشد. محدودیت منابع آبی کشور در دهه‌های اخیر از یک‌سو و لزوم تولید محصولات سالم و جلوگیری از ناهنجاری‌ها

برای سلامتی مردم از دیگر سو مسئله استفاده از فاضلاب‌ها را جدی‌تر از گذشته نموده است. در این خصوص لازم است با توجه به مقررات قانونی موجود، از آبیاری مزارع با استفاده از فاضلاب خام جلوگیری نمود، چرا که حتی اگر میزان آلاینده‌ها در محصولات کشاورزی تولیدی از حدود مجاز و منطبق با استانداردها بالاتر نباشد، چالش آلودگی خاک را به عنوان اکوسیستمی که حفظ آن برای نسل‌های آینده ضروری است به دنبال خواهد داشت. در شرایط اضطراری برای استفاده از پساب‌ها لازم است کشت گیاهان صنعتی (همانند پنبه، زراعت چوب) و گیاهانی که به‌صورت خشک برداشت می‌شوند (گندم، جو، ذرت دانه‌ای و ...) در دستور کار قرار گرفته و از کشت محصولاتی که برداشت

آن‌ها در طی دوره رشد رویشی صورت می‌پذیرد (سبزی و صیفی، محصولات علوفه‌ای و ...) ممانعت به عمل آید. نیترات موجود در آب آبیاری می‌تواند بخشی از نیتروژن مورد نیاز گیاه را تأمین نماید. با توجه به مطالعات مختلف در خصوص غلظت نیترات منابع آب در همدان (جلالی و کلاه چی، ۱۳۸۴)، اصفهان (جعفری‌ملک‌آبادی و همکاران، ۱۳۸۳)، آمل (یوسفی و نائیج، ۱۳۸۶)، مشهد (لطیف و همکاران، ۱۳۸۴)، سمنان (فلاح و همکاران، ۱۳۸۵)، گرگان (رستمی و همکاران، ۱۳۸۷)، در توصیه‌های کودی بایستی مقادیر تأمین‌شده از طریق آب آبیاری را از میزان توصیه کودی کم نمود. در غیر این صورت احتمال انباشتگی نیترات در غلظت‌های بالا در گیاهان بسیار محتمل خواهد بود. در جدول ۴ برخی از مطالعات انجام‌شده در خصوص وضعیت فلزات سنگین در منابع آب در کشور آمده است. با توجه به شرایط حاکم بر سازندهای زمین‌شناسی به نظر نمی‌رسد مسئله آلودگی فلزات سنگین در آب‌های زیرزمینی گسترش عمومی در کشور داشته باشد. در خصوص آب‌های سطحی این موضوع بسته به فعالیت‌های بشری متفاوت هست.

جدول ۳- حدود مجاز آلاینده‌ها در پساب و آب مورد استفاده برای آبیاری در منابع مختلف (برحسب میلی‌گرم در لیتر)

عامل آلاینده	حد تخلیه برای مصرف کشاورزی مصوب هیات وزیران (۱۳۸۴)	US-EPA (2004)		حداکثر غلظت FAO (1992)	استاندارد کیفیت آب‌های ایران ^۳ (۱۳۹۵)
		بلندمدت	کوتاه‌مدت		
کادمیم	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۱
کروم	کروم (۶) ۱ کروم (۳) ۲	۱	۰/۱	۰/۱	۰/۱
جیوه	آثار	-	-	-	-
کیالت	۰/۰۵	۵	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۵
مولیبدن	۰/۰۱	۰/۰۵	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۱
نیکل	۲	۲	۰/۲	۰/۲	۰/۲
سرب	۱	۱۰	۵	۵	-
سلنیوم	۰/۱	۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۲
وانادیم	۰/۱	۱	۰/۱	۰/۱	۰/۱
آرسنیک	۰/۱	۲	۰/۱	۰/۱	۰/۱

^۳ سازمان حفاظت محیط زیست ایران. ۱۳۹۵. استاندارد کیفیت آب‌های ایران

جدول ۴- وضعیت فلزات سنگین در منابع آب (میلی گرم در لیتر) در برخی مطالعات انجام شده در کشور

منطقه (تعداد نمونه)	Cd	Pb	Ni	Cu	Cr	As	Zn	توضیحات	شماره منبع
دشت خوی (۳۶)	--	--	--	۰/۰۰۴	--	۰/۱۸۳	--	اعداد میانه	۲
رودخانه دز و کارون (۱۱)	۰/۰۰۱	۰/۱۰۶۵	۰/۰۶۲۹						۱۱
زنجان (۱۸)	۰/۰۰۵۹	۰/۰۱۳۹					۰/۰۵۸۵	آب شرب	۹۱
شهر بیرجند (۲۸)	--	--		۰/۰۰۴۶	۰/۰۹		--		۷۴
رودخانه تجن مازندران (۱۱)	زمستان ۰/۰۰۹۷ بهار ۰/۰۱۲۱	۰/۰۲۰۳ ۰/۲۴۹	۰/۰۱۰۹ ۰/۱۳۱۸	۰۰/۰۰۴۵ ۰/۵۸	--	۰/۰۴۹۸ ۰/۰۶۲۸	۰/۰۲۳۱		۶۱
دشت چاردولی کردستان (۳۱)						۰/۰۵۳۴۵			۷۵
دشت نهاوند همدان (۲۰)	بهار تابستان	۰/۰۰۲۷		۰/۰۰۹۲۱ ۰/۰۰۹۲۸		۰/۰۰۷۴۹ ۰/۰۰۹۰۳	۰/۰۱۳۷		۵۹
سیستان چاه نیمه (۷)۱	۰/۰۱۰۶	۰/۰۲۹	۰/۰۲۳	۰/۰۲۲۵	۰/۰۶۲	۰/۰۰۹۵	--		۴۹
(۵)۲	۰/۰۰۸۷	۰/۰۱۴	۰/۰۰۸۸	۰/۰۴۷۱	۰/۰۱۹۱	۰/۰۰۶۴	--		
(۴)۳	۰/۰۰۵۵	۰/۰۱۰۴	۰/۰۰۴۵	۰/۰۴۶۳	۰/۲۲۳	۰/۰۰۲۴	--		
دشت رزن همدان (۲۰)						۰/۰۰۵۸	۰/۰۳۰۳۰		۵۷
بهار تابستان	-- --	-- --	-- --	-- --	۰/۰۴۴ ۰/۰۰۴۵	۰/۰۰۶۸۲	۰/۰۳۴۵		
استاندارد کیفیت آب‌های ایران	۰/۰۱	۰/۰۱	--	۰/۲	۰/۲	۰/۱	۰/۱		۲

نهادهای مصرفی

یکی دیگر از عوامل آلودگی محصولات کشاورزی استفاده از نهاده‌های کشاورزی حاوی آلاینده‌ها به‌ویژه فلزات سنگین هست. غلظت بالای فلزات سنگین می‌تواند ناشی از مواد اولیه مورد استفاده برای تولید، حمل و نقل و یا مواد همراه آن‌ها باشد. مهم‌ترین نهاده‌های کشاورزی کودهای شیمیایی، آلی، مواد به‌ساز و آفت‌کش‌ها می‌باشند.

کودهای شیمیایی: اثرات کودهای شیمیایی بر

روی خاک، غالباً در کوتاه‌مدت قابل مشاهده نیستند؛ زیرا خاک‌ها دارای ظرفیت بافری بسیار بالایی هستند (ساویچی، ۲۰۱۲). سازمان ملی استاندارد ایران مقدار بیشینه مجاز کادمیم برای کودهای دی آمونیوم فسفات (استاندارد شماره ۱۲۹) و سوپر فسفات تریپل (استاندارد شماره ۱۳۰) معادل ۲۵ میلی‌گرم در کیلوگرم کود و برای سوپر فسفات ساده (استاندارد شماره ۵۶۱۴) معادل ۱۵ میلی‌گرم در کیلوگرم کود تعیین نموده است (جدول ۵).

جدول ۵- بیشینه حد مجاز عناصر سنگین در برخی کودها (مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، ۱۳۸۶)

عنصر	کمپوست	دی آمونیوم فسفات و سوپر فسفات	پیشنهادی لجن فاضلاب
آرسنیک (As)	۱۰		۴۱
جیوه (Hg)	۵		۱۰
روی (Zn)	۱۳۰۰		۲۵۰۰
سرب (Pb)	۲۰۰	۵۰	۷۵۰
کادمیم (Cd)	۱۰	۲۵	۲۵۰
کبالت (Co)	۲۵		-
کروم (Cr)	۱۵۰		۱۰۰۰
مس (Cu)	۶۵۰		۱۰۰۰
مولیبدن (Mo)	۵		-
نیکل (Ni)	۱۲۰		۳۰۰

کودهای آلی: کمپوست سازی به تجزیه کنترل شده مواد آلی برای تولید هوموس یا کودهای آلی اطلاق می گردد. علی رغم فواید و منافع بسیار زیاد، مصرف کمپوست می تواند با ورود آلاینده ها به خاک و گیاه احتمال آسیب به زیست بوم را افزایش دهد. آلاینده های موجود در کمپوست به نوع و کیفیت پسماندهای مورد استفاده، شرایط و محیط فرآوری آن ها بستگی دارد. فلزات سنگین از مهم ترین آلاینده های انواع کمپوست پسماندهای شهری، لجن فاضلاب و.. به شمار می روند (چیموکو و مانونگوفالا، ۲۰۰۹).

لجن فاضلاب محصول جانبی تصفیه خانه های فاضلاب است. در دهه های اخیر محدودیت های قانونی شدیدی برای روش های سوزاندن و دفع لجن در زمین و دریا ایجاد شده است. کاربرد لجن فاضلاب در اراضی کشاورزی به طور گسترده ای مورد توجه قرار گرفته است. لذا ضروری است از این رو کاربرد لجن فاضلاب در اراضی کشاورزی استانداردها و معیارها از نظر مواد سمی و عوامل بیماری زا رعایت گردد. برای رسیدن به لجن فاضلاب با کیفیت مناسب بایستی فرآیند تولید آن یعنی جمع آوری فاضلاب، طراحی و بهره برداری از تصفیه خانه مورد توجه

قرار گیرد و از نظر آلاینده ها و توکسین ها مورد پایش قرار گیرد (مرجوی، ۱۳۸۹). در صورت عدم رعایت معیارهای کیفیت لجن، مصرف آن می تواند باعث آلودگی خاک، سمیت در گیاهان، انباشتگی فلزات سنگین در زنجیره غذایی گردد. نگاهی به بیشینه مجاز فلزات سنگین در کودها حکایت از پیچیدگی های تعیین استانداردها دارد. چندان که حداکثر غلظت کادمیم مجاز در کودهای فسفاتی در کشورهای مختلف بین ۱۰ تا ۴۰۰ میلی گرم کادمیم در کیلوگرم کود با ۴۵ درصد (P_2O_5) تفاوت دارد (جدول ۶).

همچنین با توجه به بیشینه مجاز آلاینده های نهاده های کودی مشخص می شود که حد مجاز غلظت سرب برای کود سوپر فسفات تریپل ۵۰ میلی گرم در کیلوگرم و برای کمپوست ۲۰۰ میلی گرم در کیلوگرم ذکر گردیده، این در حالی است که میزان توصیه کاربرد کمپوست بیش از ۲۰ برابر میزان توصیه هکتاری سوپر فسفات تریپل است. این امر حکایت از آن دارد که در تعیین استانداردها، شرایط حاکم بر آن از جمله مسائل اقتصادی، اجتماعی و سایر جنبه ها و بخش های محیط زیستی نیز لحاظ گردد.

جدول ۶- مقدار کادمیم مجاز در کودهای فسفاتی برحسب کیلوگرم کود حاوی ۴۵ درصد (P_2O_5) (روبرتز، ۲۰۱۴)

کشور	مقدار مجاز (mg/kg)	کشور	مقدار مجاز (mg/kg)
امریکا-واشنگتن	۴۰۰	دانمارک	۲۱/۶
امریکا-اورگون	۱۵۲	هلند	۷/۹
امریکا-کالیفرنیا	۸۱	فنلاند	۹/۷
استرالیا	۵۹	سوئد	۱۹/۷
کانادا	۴۰۰		۹
ژاپن	۶۷	پیشنهادی اتحادیه اروپا	۱۸
اتریش	۵۴		۲۷
بلژیک	۴۰/۵		

آفت کش‌ها: علاوه بر انواع کودهای آلی، شیمیایی و مواد بهساز، استفاده از سموم نیز در آلودگی اهمیت بسیاری دارد. در فرمولاسیون سموم از ترکیبات مختلفی (همانند فرآورده‌های حاصل از تقطیر ترکیبات نفتی) استفاده می‌شود که می‌تواند حاوی فلزات سنگین باشد. مطالعه دفارج و همکاران (۲۰۱۸) بر روی علف‌کش‌ها و آفت‌کش‌ها، مشاهده شد که میزان آرسنیک موجود در سم ۵۳-۵ برابر میزان مجاز در آب بر اساس استاندارد اتحادیه اروپا (به‌جز دو مورد) بود؛ اما میزان کادمیم، جیوه زیر حد مجاز در غلظت آب بود. این امر نیاز به توجه به غلظت فلزات سنگین در سموم را در ارزیابی‌ها نشان می‌دهد. در داخل کشور مطالعه‌ای در خصوص فلزات سنگین موجود در سموم مشاهده نگردید.

هوای پاک

به دلیل صنعتی شدن، شهرنشینی و فعالیت‌های وابسته به آن، آلاینده‌های مختلف به اتمسفر رها می‌شوند. چندان‌که گاهی غلظت فلزات سنگین در اتمسفر به چندین برابر مقدار طبیعی آن می‌رسد. فرونشست‌های اتمسفری^۶، یا در حقیقت رسوبات ذرات معلق هوا، تنوع وسیعی از نظر اندازه ذرات و ترکیب شیمیایی دارند. دانه‌های میکروسکوپی ذرات خاک مناطق کویری، خاکسترهای ناشی از فوران آتشفشانها، بخش‌های پوسیده گیاهان و حیوانات، ذرات حاصل از سوخت ناقص مواد و ذرات نمک حاصل از تبخیر آب دریاها (شکری راغب و سبحان

اردکانی، ۱۳۹۵)، فعالیت‌های صنعتی، مصرف انواع کودها، تصعید پسماندهای دامی و... ازجمله منابع مهم آلاینده‌ها در اتمسفر هست. این آلاینده‌ها همراه با بارش‌های جوی به‌صورت فرونشست‌های مرطوب و یا بدون آن‌ها به‌صورت فرونشست‌های خشک رسوب می‌کنند. آلاینده‌ها به‌ویژه فلزات سنگین واردشده به هوا می‌تواند باعث آلودگی خاک، آب و گیاهان گردد. فلزات سنگین موجود در اتمسفر می‌تواند به‌صورت مستقیم توسط اندام‌های هوایی جذب‌شده و یا پس از ورود به خاک از طریق ریشه‌ها از محیط خاک جذب گردد (شهید و همکاران، ۲۰۱۶). نکته قابل تأمل آن که فلزات سنگین جذب‌شده توسط اندام‌های هوایی، انتقال بسیار کمی به اندام‌های تحتانی (ریشه‌ها) دارند. این امر برای محصولات غیر ریشه‌ای و غده‌ای مناسب نیست. آلوده کردن خاک‌ها توسط فرونشست‌های جوی به‌ویژه در مورد سرب در اروپا در دهه‌های ۸۰-۱۹۷۰ میلادی گزارش شده است. هرچند در سال‌های اخیر میزان ورودی آن کاهش یافته است (عظیمی و همکاران، ۲۰۰۴). در ایران گزارش‌های مختلفی از آلودگی خاک‌های مناطق شهری و اطراف جاده‌ها وجود دارد (بهبهانی نیا، ۱۳۸۸؛ سلیمی و همکاران، ۱۳۹۴). در جدول ۷ غلظت برخی فلزات سنگین در اتمسفر در مطالعات ایران و دنیا آمده است.

کشت و کار در مناطق صنعتی و اراضی حاشیه شهرها به‌ویژه در مجاورت جاده‌های پرتردد، توجه جدی در مورد آلودگی به فلزات سنگین را طلب می‌نماید. اثرات

^۶ -Atmosphere deposition

اتمسفر بر کیفیت و سلامت محصولات کشاورزی صرفاً به عواملی همانند شدت نور، دما، غلظت دی‌اکسید کربن هم میزان آلاینده‌های موجود در آن خاتمه پیدا نیافته، بلکه حائز اهمیت هستند.

جدول ۷- غلظت برخی فلزات سنگین در گردوغبار هوا در برخی مطالعات ایران و دنیا

منطقه	واحد	مس	سرب	روی	نیکل	منگنز	منطقه	واحد	مس	سرب	روی	نیکل	منگنز
زنجان	---	---	۱۰۴۳/۹	۳۹۹/۳	---	---	لهستان	---	۵۲/۱۶	۵۷۶/۹	۴۴۴۳/۳	۴۰	۲۹/۵
اصفهان	---	۶۷/۱	۲۲۰/۳	۴۵۳/۸	---	---	کرمانشاه	---	۴۷	---	۲۳۸	۱۲۴	۲۸۷۰۴
انگلیس	---	۵۷	۵۴	۲۲۱	---	---	کاشان	---	۴۵/۵۸	۴۵/۱۸	۲۳۷/۲	۱۳/۶۲	---
میانگین اروپا	g ha ⁻¹ y ⁻¹	۳۴	۳۸	۲۲۷	---	---	اهواز	---	---	۳۲/۹	۲۷۹	---	---
ویرجینیا آمریکا	---	۷	۴/۴	۴۱	---	---	سندج	mg kg ⁻¹	۰/۴۱	---	۰/۲۱	۴۳/۴۲	۰/۶
کرمان	---	۶۲/۴	۴۷	۳۵۶	---	---	خرم‌آباد	---	۰/۱۷	---	۰/۱۶	۳۴/۵۷	۰/۴۷
کرمان	---	۶۰/۴	۴۵	۲۱۴/۴	---	---	اندیمشک	---	۰/۱۸	---	۰/۱۷	۳۳/۸۱	۰/۴
عربستان	---	۳۶/۴	۶۶/۸	۱۴۱/۸	۲۶	۳۱۸/۹	بوشهر	---	۵۴/۰	۶۸/۱	۱۷۰	۷۹/۰	۳۵۶/۱
اصفهان	---	۷۱	۲۲۲/۵	۴۷۰/۳	۸۲/۲	۵۴۰	مسجدسلیمان	---	۸۱/۸۱	۶۵/۰۹	۲۳۱/۹	۴۰/۳۶	---
هند	---	۲۱۵/۵	۵۴/۷	۷۰۶/۶	۷۸/۴	۱۳۸۴	غرب تهران	---	۱۰۹/۴۲	۱۲۴/۰۳	۲۳۵/۸۵	۱۵/۰۴	۴۳۲/۰۴

موجودات زنده

مصرف محصولات کشاورزی به‌ویژه محصولات تازه و خام‌خواری، پتانسیلی برای بیماری‌های گوارش و آلودگی‌های انگلی توسط پاتوژنهایی همانند سالمونلا، اشریشیا کلائی، لیستریا، کمپیلوباکتر و... به شمار می‌رود. این بیماری‌ها به دلیل مصرف پسماندهای کشاورزی و انسانی به‌عنوان کود (همانند کود دامی، کود انسانی، ضایعات کشتارگاه‌ها، لجن فاضلاب)، آلودگی منابع آب با مواد مدفوعی، آلودگی مستقیم توسط دام‌ها، حیوانات وحشی و پرندگان، عملیات پس از برداشت ازجمله بهداشت کارگران و... ایجاد می‌شود. با توجه به عادت رایج تغذیه‌ای در مصرف برخی محصولات به‌ویژه سبزی‌ها به‌صورت خام، احتمال آلودگی ناشی از چنین مواردی بالاست. بررسی‌های متعددی در داخل کشور پیرامون آلودگی سبزی‌ها به دلیل استفاده از کودهای حیوانی و منابع آبی مشترک در مناطق مختلف ازجمله شهرهای زابل

(سلیمان پور و همکاران، ۱۳۹۱)، اهواز (راهدار و همکاران، ۱۳۹۰)، اصفهان (ایزدی و همکاران)، تهران (همایونی و خلجی، ۱۳۸۵)، ایلام (عزیز نیا، ۱۳۹۵) وجود دارد. البته پاتوژنهایی مثل لیستریا به‌صورت طبیعی در خاک‌ها هم هستند. این پاتوژنها هنگام بارندگی و یا آبیاری بارانی باعث پاشیدن بر روی برگ‌ها شده، آلودگی محصول را ایجاد نماید (هیتون و جونز، ۲۰۰۸). نکته حائز اهمیت البته شناخت بیولوژی پاتوژنها به‌ویژه باکتری‌های فیلوسفری و ارائه و بکار بستن روش‌های مناسب برای پیشگیری از آنها هست. البته شستشوی درست محصولات با آب مناسب نقش بسیار مهمی در کاهش آلودگی‌های میکروبی دارد. علاوه بر نقش بهداشتی موجودات زنده انگل‌ها و عوامل پاتوژنی در سلامت انسان، تعادل بیولوژیک خاک هم از سه جهت (الف) دخالت در فعالیت‌های هورمونی گیاهان، (ب) افزایش قابلیت استفاده عناصر غذایی خاک زاد و (ج) دفع و کنترل بیماری‌ها قابل‌توجه هستند (ژاکوبی و همکاران،

۲۰۱۷). هر عاملی که به این وظایف و کارکردهای زیستی آسیب بزند بر روی سلامت محصول هم تأثیر خواهد گذاشت.

مدیریت مناسب، عامل کلیدی در تولید محصول سالم

مدیریت مناسب دربرگیرنده تمامی مراحل فرایند تولید از مرحله انتخاب زمین تا برداشت و مصرف محصول هست. البته این جنبه از عوامل اصلی مؤثر بر کیفیت و سلامت محصولات غذایی (خاک، آب، اتمسفر، نهاده و موجودات زنده) منفک و جدا نبوده، بلکه با همدیگر برهم‌کنش قوی دارند. مدیریت کاربرد کود (زمان، نوع، مقدار مصرف) به‌ویژه کودهای نیتروژنی (به‌تاش و همکاران، ۱۳۸۰؛ بهمنی و همکاران، ۱۳۹۲، تنیده و همکاران، ۱۳۸۸؛ صمدی هاشجین و همکاران، ۱۳۹۵، یزدان دوست همدانی، ۱۳۸۲)؛ گونه و رقم گیاهی انتخابی، مدیریت آبیاری (موسوی فضل و فائز نیا، ۱۳۸۷)، تراکم کشت (جماعتی ثمرین و همکاران، ۱۳۸۸، فلاح و تدین، ۱۳۸۸) زمان برداشت محصول (جعفری و جلالی، ۱۳۹۳)، سیستم کشت و مدیریت نور دما و... در محیط‌های کنترل‌شده ازجمله پارامترهای مدیریتی حائز اهمیت می‌باشند (طباطبایی و همکاران، ۱۳۸۵؛ کولا و همکاران، ۲۰۱۸). سازمان استاندارد پیشینه رواداری فلزات سنگین در خوراک انسان و دام را در استاندارد شماره ۱۲۹۶۸ تصویب نموده است (مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، ۱۳۸۹). این استاندارد عمدتاً از استاندارد اتحادیه اروپا برای مواد غذایی (ای‌سی‌رگیولیشن، ۲۰۰۶) و کدکس^۷ اخذشده و تغییرات محدودی در آن‌ها واردشده است. میزان غلظت مجاز نیترات در محصولات کشاورزی با توجه به سبد غذایی، مقدار نیترات آب آشامیدنی، مواد پروتئینی و... بایستی به نحوی تأمین تعیین گردد که میزان دریافت روزانه دریافتی (ADI) نیترات توسط کمیته علمی غذا در اتحادیه اروپا ۳/۶۵ میلی‌گرم نیترات در هر کیلوگرم وزن بدن (معادل ۲۱۹ میلی‌گرم در روز برای یک فرد ۶۰ کیلوگرمی)

(اس‌سی‌اف، ۱۹۹۵) و ۳/۷ میلی‌گرم در کیلوگرم بدن در روز توسط کمیته کارشناسی مشترک غذا و کشاورزی سازمان ملل متحد و سازمان خواربار جهانی باشد (اسپیجرز، ۱۹۹۶). در خصوص میزان نیترات در محصولات کشاورزی نیز استاندارد شماره ۱۶۵۹۶ سازمان مللی استاندارد مقدار مجاز نیترات در محصولات حبوبات، سبزی و صیفی و غلات را ارائه نموده است. به نظر می‌رسد این حدود بر مبنای سبد غذایی شهروندان ایرانی تنظیم‌نشده، بلکه غالباً ترجمه و سخت‌گیرانه‌تر از حدود مجاز اعلامی سایر کشورها است. درحالی‌که استانداردها بایستی متناسب با سبد غذایی و سهم هریک از محصولات در تأمین میزان نیترات روزانه انسان و با توجه به شرایط تولید تنظیم و تدوین شود. این امر در استانداردهای بین‌المللی هم موردتوجه بوده است. به‌عنوان مثال استاندارد اتحادیه اروپا برای غلظت نیترات در کاهو و اسفناج در فصول تابستان و زمستان متفاوت هست. به‌هرحال نتیجه نهایی عوامل مؤثر بر سلامت محصولات در کیفیت محصول تولیدی نمود پیدا کرده و برای ارزیابی کیفیت محصولات از استانداردها استفاده می‌شود. در زیر وضعیت کیفیت و آلودگی محصولات مختلف در کشور موردبررسی قرار گرفته است.

وضعیت آلودگی در محصولات کشاورزی

تعیین مقدار یک عنصر یا ترکیب معین در خاک، آب یا گیاه شامل مراحل نمونه‌برداری، آماده‌سازی نمونه، عصاره‌گیری یا استخراج، اندازه‌گیری، بیان و تفسیر نتیجه است. صحت نتایج مستلزم انجام صحیح در هر یک از مراحل فوق است. در رابطه با عناصر و ترکیبات آلاینده به دلیل غلظت‌های پائین، اثرات متقابل وسیع‌تر با سایر عناصر و به دلیل حساسیت‌های دستگاه‌های اندازه‌گیری، رعایت دقت و صحت در همه مراحل فوق بسیار حائز اهمیت است. بررسی گزارش مطالعات منتشرشده توسط برخی مراکز تحقیقاتی و دانشگاهی تناقض‌هایی را در نتایج و

تفسیر نشان می‌دهد. بررسی دقیق‌تر روش‌های نمونه‌برداری، آماده‌سازی، استخراج و اندازه‌گیری‌های دستگاهی و نحوه بیان نتایج نشان می‌دهد در بسیاری از موارد شرایط استاندارد و اصول علمی برای حصول نتیجه قابل اطمینان رعایت نگردیده است. به عنوان نمونه در موارد متعددی اندازه‌گیری‌های غلظت فلزات سنگین در خاک، آب و گیاه با سیستم شعله دستگاه جذب اتمی انجام گرفته است که با توجه به روش هضم و استخراج و غلظت‌های به دست آمده، می‌توان نتیجه گرفت که اعداد قرائت غلظت توسط دستگاه جذب اتمی کمتر از حداقل غلظت قابل تشخیص دستگاه بوده است. لذا این دسته از اطلاعات از اعتبار علمی ضعیفی برخوردارند. براساس استانداردهای ملی و بین‌المللی حدود مجاز غلظت عناصر آلاینده و نیترات در محصولات کشاورزی معمولاً بر مبنای وزن تازه خوری بیان می‌گردد. درحالی‌که مروری بر نتایج برخی اندازه‌گیری‌های انجام گرفته در کشور بر روی غلظت فلزات سنگین و نیترات در محصولات کشاورزی نشان می‌دهد که غلظت عناصر آلاینده و نیترات به روش‌های مختلفی گزارش و با استانداردها مقایسه شده‌اند. به عنوان نمونه در برخی تحقیقات انجام شده در کشور بدون آنکه میزان رطوبت آن در نظر گرفته شود، غلظت بر حسب میلی گرم آلاینده در وزن خشک گزارش شده است. درحالی‌که محصولاتی مانند سبزی‌ها برگ، پیاز یا سیب‌زمینی معمولاً حاوی بیش از ۸۰ درصد آب هستند. لذا مقدار نتایج بر حسب وزن خشک با وزن تر بسیار متفاوت خواهد بود. در بیان غلظت نیترات در محصولات، مسئله دیگر تفاوت غلظت نیترات ($N-NO_3$) با غلظت نیتروژن نیتراتی ($N-N$) است. سهم نیتروژن در مولکول نیترات حدود یک چهارم است بنابراین اگر غلظت نیترات در سیب‌زمینی ۲۰۰ میلی گرم در کیلوگرم وزن تازه گزارش شود، این مقدار معادل ۴۵ میلی گرم نیتروژن-نیتراتی در هر کیلوگرم وزن تازه خواهد بود. این مسئله توجه دقیق به واحدهای یکسان و خشک و تر بودن در مقایسه با استاندارد را بیان می‌کند. بررسی پژوهش‌هایی که در رابطه با نیترات در مناطق

مختلف کشور بر روی محصولات گوناگون انجام شده، نتایج متفاوتی را نشان می‌دهد؛ که در جدول ۸ برخی از آن‌ها ذکر شده است. علی‌رغم تفاوت‌های مهمی نظیر چگونگی مکان‌های نمونه‌برداری، سیستماتیک بودن یا نبودن نمونه‌برداری، تعداد نمونه‌های برداشت شده در هر مطالعه، روش اندازه‌گیری نیترات و میزان صحت و دقت اندازه‌گیری می‌توان گفت گونه‌های مختلف دارای غلظت مختلفی از نظر نیترات می‌باشند. بیشترین غلظت نیترات در اسفناج، کاهو، کرفس و کمترین در میوه محصولات همانند طالبی، گوجه‌فرنگی و هندوانه وجود دارد. هم‌چنین در بین بخش‌های مختلف گیاه دمبرگ، برگ، غده و میوه تفاوت‌هایی وجود دارد که قابل توجه هستند. تفاوت‌های موجود در اندازه‌گیری‌ها امکان نتیجه‌گیری دقیق و کامل را فراهم نمی‌کند اما به‌طور خلاصه می‌توان گفت که در مورد محصولات مختلف، کرفس، سیب‌زمینی، خیار انحراف بیشتری را نسبت به استاندارد نیترات نشان می‌دهد. درحالی‌که در مورد محصولاتی مانند گوجه‌فرنگی، هندوانه، طالبی و سیر این انحراف ناچیز هست. ذکر مجدد این نکته ضروری است که مرز بیشینه مجاز نیترات در محصولات کشاورزی (استاندارد ۱۶۵۹۶) نیازمند اصلاح مطابق با سبد غذایی و شرایط کشور هست. در این زمینه فعالیت‌های توسط برخی محققان در حال انجام است.

غلظت فلزات سنگین در محصولات مختلف کشاورزی از اهمیت و پیچیدگی بالایی برخوردار است. در این بخش نیز بررسی‌های متعددی انجام گرفته است. ملاحسینی (۱۳۹۱) مقدار کادمیم در محصول گوجه‌فرنگی و توت‌فرنگی تولیدی در شرایط آب‌کشت در اصفهان بررسی نمودند. تنها در ۷ درصد نمونه‌های گوجه‌فرنگی اخذ شده آلودگی مشاهده شد اما توت‌فرنگی آلودگی مشاهده نشد. نتایج بررسی آلودگی گندم در اراضی جنوب تهران که با فاضلاب آبیاری شده بودند حاکی از عدم آلودگی گندم به کادمیم (میانگین ۰/۰۱ میلی گرم در کیلوگرم) و سرب (۰/۱۴ میلی گرم در کیلوگرم) بود (باقری، ۱۳۹۳). البته به نظر وی میزان سرب نیازمند توجه

بالتر هست. اگرچه این حدود هم نیازمند اصلاح با توجه به شرایط و سبب غذایی مردم کشور هست. در مورد فلزات سنگین نیز شواهد حاکی از وضعیت کلی مناسبی هست که با توجه به وضعیت آلودگی خاک‌ها چندان هم دور از نظر نیست.

کنترل مقدار فلزات سنگین و نیتрат در گیاهان

با توجه به آنچه در بخش‌های قبلی ذکر شد برای کنترل میزان آلاینده‌ها (نیترات و عناصر سنگین) در گیاهان نیازمند نگرشی همه‌جانبه و یکپارچه در سیستم غذا در مراحل مختلف قبل از کشت تا هنگام مصرف نهایی هست. نگاه صرف به محصول نهایی بدون توجه به فرآیندهای تولید و عوامل مؤثر بر آن‌ها میسر نیست. صرفاً زمانی موفقیت به دست خواهد آمد که در خاک، آب‌وهوای سالم، دارای تعادل موجودات زنده، با مصرف نهاده‌های سالم و نهایتاً مدیریت بهره‌برداری درست تولید محصولات انجام گیرد. برخی از مهم‌ترین شیوه‌های مدیریتی که در مجموعه عوامل فوق قرار دارد در زیر ذکر شده است.

در سالیان آتی هست. در استان زنجان به دلیل وجود معادن و صنایع سرب و روی و نیز استفاده از فاضلاب در بخشی از اراضی، محصولات کشاورزی را تحت تأثیر خود قرار داده است. غلظت سرب در گوجه‌فرنگی در همه نقاط نمونه‌برداری به‌جز در منطقه قلعه چوق سادات (ماهانشان) کمتر از حد استاندارد ایران (۰/۱ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن تر گیاه) بود. همچنین غلظت کل کادمیوم در گوجه‌فرنگی به‌جز در منطقه قلعه‌چوق سادات کمتر از حد استاندارد ایران (۰/۰۵ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن تر) بود. هاشمی نسب و همکاران (۱۳۹۷) غلظت کادمیم و سرب را در ۴۱۹ نمونه گندم که از ۳۱ استان مختلف جمع‌آوری گردیده بود موردبررسی قرار دادند. بررسی آن‌ها نشان داد از میان ۴۱۹ نمونه گندم تجزیه‌شده تنها در سه نمونه (۰/۷۲ درصد نمونه‌ها) غلظت سرب بیشتر از شاخص استاندارد ملی ایران (۰/۱۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) بود. همچنین غلظت کادمیم فقط در ۳۶ نمونه (۸/۶ درصد نمونه‌ها) بیشتر از شاخص استاندارد ملی ایران (۰/۰۳ میلی‌گرم در کیلوگرم) بود. در جمع‌بندی کیفیت محصولات می‌توان گفت که غلظت بالای نیترات در بخشی از محصولات از مرز بیشینه مجاز نیترات

جدول ۸- میزان نیترات در محصولات مهم گزارش شده در برخی مطالعات داخلی

سیب زمینی				کرفس			
محل نمونه برداری	تعداد نمونه	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	شماره منبع	محل نمونه برداری	تعداد نمونه	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	شماره منبع
اهواز	ذکر نشده	۱۵۵	۱۴۵	اهواز	ذکر نشده	۸۸۷/۴	۱۴۵
جنوب تهران	۱۶۰	۵۲۰/۷	۱۵۲	اهواز	ذکر نشده	۳۸۳۷	۱۴۵
شهر شیراز	ذکر نشده	۴۴	۱۱۸	اهواز	ذکر نشده	۲۲۰۵	۱۴۵
اصفهان	۲۱۰	۲۰۳/۲	۵۹	اهواز	ذکر نشده	۱۲۶۳	۱۴۵
بازار میوه اردبیل	۶	۱۶۴/۱	۷۱	شهر شیراز	ذکر نشده	۷۴/۴	۱۱۸
سطح شهر کرمانشاه	۱۲	۳۴۷	۳۲	جنوب تهران	۱۲۰	۳۶۳۲	۱۵۲
میدان تره بار تهران	۵۳	۱۸۸	۳۰	سطح شهر کرمانشاه	۱۲	۶۹۸	۳۲
				فروشگاه های ورزقان	۲	۲۷۷۲	۱۳۳
میانگین		۲۳۱/۷	حد مجاز=۱۷۰	میانگین		۱۹۱۹/۸۵	حد مجاز=۴۰۰

خیار				ترپ			
محل نمونه برداری	تعداد نمونه	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	شماره منبع	محل نمونه برداری	تعداد نمونه	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	شماره منبع
کرمانشاه	۱۰	۲۰/۲۲	۳۴	اصفهان	۱۵۰	۸۶۶	۵۹
اهواز	ذکر نشده	۹۹۳	۱۴۴	کرمانشاه	۱۰	۳۲۵/۵۳	۳۲
اهواز	ذکر نشده	۲۱۳/۸۱۳۸	۱۴۴	کرمانشاه	۱۰	۲۸۷/۶۶	۳۲
اراک	۲۹	۴۲/۷	۱۴۱	سطح شهر کرمانشاه	۱۲	۶۱/۸۵	۳۲
اصفهان	۹۰	۲۸/۵	۵۹	سطح شهر کرمانشاه	۱۲	۷۲۲	۵۹
البرز	۷۷	۱۹۴/۸۶	۲۵				
میانگین		۲۴۸/۸۵	حد مجاز=۹۰	میانگین		۴۵۲/۶	حد مجاز=۵۰۰

ادامه جدول ۸

گوجه فرنگی				پیاز			
شماره منبع	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	تعداد نمونه	محل نمونه برداری	شماره منبع	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	تعداد نمونه	محل نمونه برداری
۳۰	۱۵۵/۶	۵۳	میدان تره بار تهران	۷۱	۹۷/۱	۵	بازار میوه اردبیل
۷۱	۵۹/۱	۶	بازار میوه اردبیل	۱۰۲	۲۷۵/۹	۱۰	شهر همدان
۳۲	۱۲/۶۷	۱۲	سطح شهر کرمانشاه	۱۰۲	۲۴۴/۷	۱۰	شهر همدان
۵۹	۱۳/۸	۱۲۰	اصفهان	۱۰۲	۶۰/۶۵	۱۰	شهر همدان
۷۱	۵۹/۱	۶	بازار میوه اردبیل	۱۴۵	۲۴۸	ذکر نشده	اهواز
۱۴۱	۷/۸۲	۲۱	اراک	۱۴۵	۸۶۴	ذکر نشده	اهواز
۱۱۸	۳۳/۶	ذکر نشده	شهر شیراز	۱۴۵	۲۴۸	ذکر نشده	اهواز
۱۳۶	۱۰/۷	۶۰	کرمانشاه	۱۱۸	۷۳/۴	ذکر نشده	شهر شیراز
۱۴۵	۱۶۴۴/۰	ذکر نشده	اهواز	۱۱۸	۷۳/۴	ذکر نشده	شهر شیراز
۱۴۵	۱۶۸۱	ذکر نشده	اهواز	۳۴	۲۰/۶۷	۱۰	کرمانشاه
۳۴	۱۰/۲۶	۱۰	کرمانشاه	۱۵۲	۹۹۹/۹۶	۱۲۰	جنوب تهران
۱۴۱	۷/۸۲	۲۱	اراک				
۲۵	۲۰/۵۵	۸۵	البرز				
حد مجاز=۱۲۰				حد مجاز=۹۰			
۲۸۵/۸۵				۲۹۱/۴۳			
میانگین				میانگین			
بادمجان				هویج			
شماره منبع	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	تعداد نمونه	محل نمونه برداری	شماره منبع	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	تعداد نمونه	محل نمونه برداری
۱۴۲	۲۸۹	۱۰	جنوب تهران	۱۴۵	۲۵۱/۹	ذکر نشده	اهواز
۱۴۲	۲۶۷	۱۰	جنوب تهران	۱۴۵	۴۵۸/۳	ذکر نشده	اهواز
۱۱۸	۶۶/۹	ذکر نشده	شهر شیراز	۱۱۸	۶۰/۶	ذکر نشده	شهر شیراز
۱۴۵	۶۵۲/۴	ذکر نشده	اهواز	۱۵۲	۴۸۰/۱	۱۶۰	جنوب تهران
۱۴۵	۱۹۷/۷	ذکر نشده	اهواز	۵۹	۸۱۲/۷	۹۰	اصفهان
۱۵۲	۲۴۷/۱	۸۴	جنوب تهران				
۲۸۶/۶۹				۴۱۲/۷۲			
میانگین				حد مجاز=۲۵۰			

ادامه جدول ۸

اسفناج				کلم			
شماره منبع	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	تعداد نمونه	محل نمونه برداری	شماره منبع	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	تعداد نمونه	محل نمونه برداری
۱۴۶	۳۱۳	۱۲	بابل	۱۵۲	۳۷۰/۳	۵۰	جنوب تهران
۱۴۶	۳۶۴	۱۲	قائم شهر	۳۳	۶۱/۸۵	۱۲	کرمانشاه
۱۴۶	۲۲۳	۱۲	ساری	۵۹	۴۱۷/۸	۹۰	اصفهان
۱۴۵	۸۸۶	ذکر نشده	اهواز	۱۵۲	۱۹۵/۲۹	۶۰	جنوب تهران
۱۴۵	۷۴۸	ذکر نشده	اهواز	۱۵۲	۱۲۷۲/۹	۱۲۰	جنوب تهران
۵۹	۳۱۷۴/۷	۶۰	اصفهان	۱۴۵	۵۰۳	ذکر نشده	اهواز
۳۴	۳۰۹/۹۳	۱۰	کرمانشاه	۱۳۳	۱۶۱	۲	ورزقان
۱۳۳	۵۰۱	۲	فروشگاه های ورزقان	۱۴۵	۴۲۸	ذکر نشده	اهواز
۱۴۵	۸۸۶	ذکر نشده	اهواز	۱۴۵	۳۶/۹	ذکر نشده	اهواز
۱۳۱	۳۳۶/۵۴	۸	فروشگاه شیراز				
حد مجاز=۲۰۰۰				حد مجاز=۵۰۰			
۷۷۴/۲۱۷				۳۸۳			
میانگین				میانگین			

طالبی				هندوانه			
شماره منبع	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	تعداد نمونه	محل نمونه برداری	شماره منبع	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	تعداد نمونه	محل نمونه برداری
۳۴	۹۵/۷۹	۱۰	کرمانشاه	۱۴۱	۲۶/۶۱	۲۰	اراک
۳۳	۵۹/۵	۱۲	سطح شهر کرمانشاه	۳۴	۲۰/۶۲	۱۰	کرمانشاه
۱۴۱	۵۸/۹۸	۱۴	اراک	۳۳	۶۱/۷۵	۱۲	کرمانشاه
۱۴۱	۳۳/۶۴	۲۱	اراک				
۶۱/۹۷۷۵				۳۶/۳۲			
حد مجاز=۶۰				حد مجاز=۶۰			
میانگین				میانگین			

ادامه جدول ۸

انواع سبزی‌ها				کاهو			
محل نمونه‌برداری	تعداد نمونه	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	شماره منبع	محل نمونه‌برداری	تعداد نمونه	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	شماره منبع
اصفهان	۶۰	۶۶۰/۴	۵۹	اصفهان	۹۰	۲۹۱/۰	۵۹
اصفهان	۱۸۰	۷۵۳/۲	۵۹	سطح شهر کرمانشاه	۱۰	۶۰۰/۸	۳۱
فروشگاه‌های ورزقان	۲	۸۳	۱۳۳	جنوب تهران	۸۰	۳۶۶۷	۱۵۳
فروشگاه‌های ورزقان	۲	۷۰۷	۱۳۳	فروشگاه‌های ورزقان	۲	۷۸۱	۱۳۳
فروشگاه‌های ورزقان	۲	۴۴۱	۱۳۳	جنوب تهران	۱۸۰	۳۳۵۹/۹	۱۵۳
بابل	۱۲	۰	۱۴۷	جنوب تهران	۲۰۰	۳۵۸۵/۵	۱۵۳
قائم‌شهر	۱۲	۷۷	۱۴۷	اهواز	ذکر نشده	۵۸۱	۱۴۶
ساری	۱۲	۰	۱۴۷	اهواز	ذکر نشده	۸۶۲	۱۴۶
کرمانشاه	۱۰	۷۳/۸۲	۱۳۳	اهواز	ذکر نشده	۱۷۰۵	۱۴۶
دزفول	۲۴	۳۲۱	۱۲۹	اهواز	ذکر نشده	۱۷۳۹	۱۴۶
فروشگاه‌های ورزقان	۲	۶۸۴	۱۳۳	شهر شیراز	ذکر نشده	۵۴/۷	۱۱۸
کرمانشاه	۱۰	۲۳۷/۲	۳۴	بازار میوه اردبیل	۶	۶۱۷	۷۱
اهواز	ذکر نشده	۱۵۴۲	۱۴۶	میدان تره‌بار تهران	۵۱	۱۱۲۳	۳۰
اهواز	ذکر نشده	۳۴۹/۶	۱۴۶	بازار میوه اردبیل	۶	۶۱۷	۷۱
میدان تره‌بار شهرکرد	۲۲۲	۱۲۵۷	۱۴۶	میانگین		۱۳۸۴/۶۵	حد مجاز=۱۵۰۰
میدان تره‌بار شهرکرد	۲۲۲	۱۷۳۶	۱۴۶				
میانگین		۵۵۷/۶۳	حد مجاز=۵۰۰	میانگین		۱۳۹۸/۸	حد مجاز=۱۵۰۰

سبیر				شلغم			
محل نمونه‌برداری	تعداد نمونه	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	شماره منبع	محل نمونه‌برداری	تعداد نمونه	مقدار نیترات (mg.kg ⁻¹ وزن تازه)	شماره منبع
اهواز	ذکر نشده	۲۲۹/۳	۱۴۶	اهواز	ذکر نشده	۱۴۲۹	۱۴۶
اهواز	ذکر نشده	۵۰۱/۳	۱۴۶	شهر شیراز	ذکر نشده	۳۷/۸	۱۱۸
میانگین		۳۶۵/۳	حد مجاز=۵۰۰	میانگین		۷۳۳/۴	حد مجاز=۵۰۰

کاهش زیست‌فراهمی فلزات سنگین: در صورت غلظت بالای فلزات سنگین و ورود آن‌ها به زنجیره غذایی آثار منفی مهمی داشته که لازم است به هر نحو ممکن درصدد کاهش آن بود. منظور از زیست‌فراهمی، مقدار فلزات سنگین موجود در خاک به شکل و مقداری است که ریشه گیاهان در طی دوره زندگی خود می‌توانند آن را جذب نمایند (وارینگتون و اسکوگلی، ۱۹۹۷). به عبارت ساده‌تر غلظت فلزات سنگین به مفهوم قابل‌استفاده بودن تمامی آن نیست. فراهمی‌زیستی فلزات سنگین در خاک توسط عوامل مختلفی از جمله عوامل خاک‌سازی و مدیریت و فعالیت‌های بشری کنترل می‌شود. اولین و مهم‌ترین گام در کنترل زیست‌فراهمی فلزات سنگین، پیش‌گیری آلودگی^۸ به مفهوم هر اقدام برای کاهش، حذف، جلوگیری از آلاینده‌ها در منبع هست. استفاده از نهاده‌ها (کودهای دامی، شیمیایی، آفت‌کش‌ها، لجن فاضلاب و...) می‌تواند یکی از عوامل افزایش غلظت آلاینده فلزات سنگین در مزارع باشد. کنترل کیفیت و رعایت حدود مجاز غلظت آلاینده‌ها در نهاده‌ها برای پیش‌گیری بسیار مهم است. آب آبیاری در صورت استفاده از فاضلاب می‌تواند سهم مهمی را در افزایش میزان فلزات سنگین خاک داشته و یا با تماس مستقیم گیاه وارد گیاه نماید. جلوگیری از آلودگی منابع آب آبیاری بایستی با مدیریت مناسب به حداقل برسد. کاشت گیاهان در نزدیکی جاده‌ها و وجود گردوغبار و فرونشست‌های اتمسفری هم نقش مهمی در سلامت گیاهان دارد.

فعالیت‌های بشری مختلف همانند معادن (بالا بودن سرب در اراضی اطراف معدن مس سرچشمه کرمان (شایسته‌فر و رضایی، ۱۳۹۲)، سرب و کادمیم در اراضی جنوب شهر اصفهان و حومه سپاهان شهر (دیانی و همکاران، ۱۳۸۹) استفاده از فاضلاب‌ها در آبیاری اراضی (تجمع سرب، نیکل و کادمیم در اراضی تحت آبیاری با فاضلاب در جنوب تهران (ملاحسینی و بغوری، ۱۳۸۱)، باقری و همکاران، ۱۳۹۲)، قزوین (مستشاری و بغوری،

۱۳۸۱) با مدیریت صحیح در منشأ و منبع می‌تواند میزان انتشار آلاینده‌ها را به حداقل برساند.

انتخاب گونه، تناوب و الگوی کشت: در

انتخاب کشت گیاهان در شرایطی که احتمال انباشتگی نیترات در اندام‌های خوراکی گیاهان وجود دارد از گونه‌های با انباشت نیترات کمتر استفاده نمود. علاوه بر آن که انباشت نیترات در شرایط مشابه در بین گونه‌های مختلف متنوع هست در داخل یک‌گونه، در بین ارقام مختلف هم تفاوت‌هایی وجود دارد. برخی از ارقام به‌طور ژنتیکی تمایل بیشتری به انباشتگی دارند. به‌عنوان مثال تحقیقات انجام‌شده بر روی پیاز نیز نشان می‌دهد میزان تجمع نیترات در رقم قرمز نسبت به سفید کمتر است. نگاهی به ضریب انتقال عناصر از خاک به گیاه حاکی از ضریب انتقال (غلظت کل در گیاه به غلظت کل در خاک) بالای کادمیم در اغلب گیاهان و به‌ویژه اسفناج هست که بایستی از کاشت آن‌ها در خاک‌های حاوی کادمیم بالا جلوگیری نمود (پوشینیتزر، ۲۰۰۵). امروزه تنوع بین ژنوتیپ‌های مختلف در جذب فلزات سنگین و نیترات امری شناخته‌شده است. در جدول ۹ انباشتگی فلزات سنگین در اندام‌های خوراکی برخی گیاهان ذکر شده است. مقدار نیترات موجود در محصولات علاوه بر شدت نور، دوره نوری، دما، مقدار کود مصرفی به ژنوتیپ هم‌بستگی دارد که در جدول ۱۰ ارائه شده است (بلوم زاندرسترا، ۱۹۸۹).

جدول ۹- تجمع نسبی فلزات سنگین در بخش‌های خوراکی برخی گیاهان (کلاک و همکاران، ۱۹۸۳)

سطح تجمع نسبی			
زیاد	متوسط	کم	خیلی کم
کاهو	چغندر لبویی	ذرت	لوبیا
اسفناج	تربچه	کلم بروکسل (فندق)	نخود
برگ چغندر	کلم	گل کلم	ملون‌ها
اندیو	سیب‌زمینی	کلم برکلی	گوجه‌فرنگی
هویج	شلغم	کرفس	فلفل
تره شاهی	کلم	انواع توت‌ها	میوه‌های گوشتی
کلم، برگ (کیل)			

جدول ۱۰- گروه‌بندی سبزی‌ها برحسب مقدار نیترات در محصول تازه (بلوم-زاندسترا، ۱۹۸۹)

مقدار نیترات بر حسب میلی گرم در کیلوگرم	گونه‌های گیاهی
ماده‌تر	
<۲۰۰	مارچوبه، شیکوری، سیب‌زمینی، فلفل شیرین، سیب‌زمینی شیرین، گوجه‌فرنگی، لوبیا سبز، نخود سبز و قارچ
<۵۰۰	کلم بروکلی، گل کلم، خیار، بادمجان، کدو تنبل، خربزه، ملون، پیاز، شلغم
<۱۰۰۰	کلم (سفید و قرمز)، هویج، جعفری، کدوخلوایی
<۲۵۰۰	اندیو، برگ جعفری، ریواس، کلم‌سنگی، تره‌فرنگی
>۲۵۰۰	چغندر لبویی، کرفس، گشنیز، کاهو، خرفه، تربچه، ترب‌سیاه، اسفناج، برگ شلغم

مطالعات بسیاری حکایت از اثرات مثبت مصرف کودهای روی (Zn) بر کاهش جذب کادمیم وجود دارد.

مواد و ترکیبات آلی همانند کمپوست‌ها، کودهای حیوانی، لجن فاضلاب در زیست‌فراهمی فلزات سنگین نقش مهمی را دارند که دلیل آن بالا بودن غلظت آهن و فسفر و مواد آلی آن‌ها نسبت داده می‌شود. مواد آلی موجود در کودها برخی فلزات سنگین را در خود نگه‌داشته و از جذب و انتقال آن‌ها جلوگیری می‌کند پوشینیتر، (۲۰۰۵). مواد بهساز در کاهش فراهمی زیستی فلزات به دلیل ایجاد باندهای اضافی برای پیوند و تغییرات اسیدیته می‌تواند بسیار مفید باشند. بسیاری از این ترکیبات محصولات جانبی کارخانه‌ها و صنایع هستند که هزینه استفاده آن را بسیار کاهش می‌دهد. در جدول ۱۱ برخی مواد بهساز آمده است (جدول ۱۱).

ریزوسفر بر زیست‌فراهمی فلزات سنگین اثرات قابل توجهی دارد. به‌عنوان مثال لوپن‌ها به دلیل رهاسازی اسیدسیتریک باعث افزایش قابلیت استفاده فلزات سنگین می‌شوند. در مناطقی که خاک‌آلوده به فلزات سنگین وجود دارد می‌توان از کشت نباتات صنعتی استفاده نمود (پوشینیتر، ۲۰۰۵).

مدیریت زراعی: برای کاهش تجمع نیتрат در گیاهان به‌طور کلی نبایستی اعمالی انجام داد که مانع از رسیدن نور به گیاه در روز گردد. به همین دلیل غلظت نیترات در روزهای آفتابی به دلیل انجام فتوسنتز در اندام‌های گیاه نسبت به روزهای ابری بسیار پایین‌تر خواهد بود. در مواردی توصیه بر کاربرد نور مصنوعی در طول شب قبل از روز برداشت گردیده است. همچنین برداشت محصولات در بعدازظهر و غروب هنگام پایین بودن غلظت نیترات توصیه‌شده است تا خطرات تجمع نیترات به حداقل برسد.

مدیریت حاصلخیزی خاک، کود و مواد بهساز

مدیریت حاصلخیزی خاک هم در بهره‌برداری از خاک‌های آلوده و هم در آلوده ساختن منابع خاک، آب، هوا و محصولات کشاورزی مؤثر است. در بالا رفتن غلظت نیترات در محصولات، مدیریت حاصلخیزی و مصرف کودها نقش اول را دارد. برای کنترل نیترات در محصولات بایستی مقدار مصرف کودهای نیتروژنی (شیمیایی و آلی) متعادل و متناسب با نیاز گیاه باشد و تقسیط مصرف کودهای نیتروژنی شیمیایی در دو تا سه بار علاوه بر افزایش کارایی کودهای نیتروژنی باعث کاهش غلظت نیترات در محصولات می‌شود. مصرف متعادل سایر کودها (غیرنیتروژنی) همانند کودهای فسفاتی، آهن و روی (بای بوردی، ۱۳۸۶) نقش کنترل‌کننده در غلظت نیترات محصولات دارد. در تولید در شرایط هیدروپونیک می‌توان با جایگزینی بخشی از نیترات با منابع آمونیوم، در چند روز قبل برداشت نسبت به کاهش غلظت نیترات اقدام نمود. مصرف منبع نامناسب و بی‌کیفیت انواع کودها می‌تواند عامل افزایش فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی گردد.

جدول ۱۱- برخی مواد بهساز معدنی و تأثیر آن بر فراهمی زیستی برخی فلزات سنگین (پوشینیتور، ۲۰۰۵)

ماده بهساز	مؤثر برای	ماده بهساز	مؤثر برای
رس مونتوریلونیت	Cd, Ni, Zn	آهک	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn
کلینوپتیلایت	Cd, Pb, Zn	اکسید منگنز	Cd, Pb
دی امونیوم فسفات	Cd, Pb, Zn	زئولیت سنتتیک	Cd, Cu, Ni, Zn.
سولفات آهن	As, Cr	لجن تصفیه آب	Cd, Cu, Ni, Zn.
هیدروکسی اپاتیت	Cd, Cu, Ni, Zn	آهک	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn

مدیریت زمان برداشت: انباشتگی نیترات در

گیاهان فرایند پیچیده‌ای است که طی مراحل مختلف انجام گرفته و فتوسنتز، انتقال و احیا نیترات، شدت نور، در آن نقش حیاتی دارند. با توجه به اثرات مستقیم تشعشع بر تجمع نیترات تغییرات نور در طی شبانه روز بر روی الگوی نیترات در گیاه طی شبانه روز تأثیر می‌گذارد. بدین معنی که میزان نیترات در شب بالا و در طی روز کم می‌شود؛ بنابراین برداشت در زمان مناسب می‌تواند در این زمینه بسیار مؤثر باشد (رنسینگ و همکاران، ۲۰۰۷). اغلب توصیه بر آن است که برداشت محصول در بعد از ظهرها به دلیل کاهش غلظت نیترات انجام گیرد.

مدیریت در مصرف: نیترات عمدتاً در

واکول‌های سلولی بوده و در آوند چوبی انتقال پیدا می‌کند. آوندچوبی آب و عناصر غذایی را از ریشه‌ها به برگ‌ها منتقل می‌کند. درحالی‌که آوندهای آبکش محصولات فتوسنتز را از برگ‌ها به نقاط رشد گیاه منتقل می‌کند. این کارکرد آوندهای چوبی و آبکش توزیع نیترات در بین برگ‌ها و اندام‌های ذخیره‌ای همانند بذر و غده‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد؛ بنابراین گیاهان برگ‌ی همانند کلم، کاهو و اسفناج غلظت‌های بالای نیترات را دارند. در حالی‌که اندام‌های ذخیره‌ای همانند غده‌های سیب‌زمینی، هویج، پیاز، بذر و غلاف‌های نخود و لوبیا مقادیر غلظت کمتر را دارند. به همین دلیل هم برگ‌های پیرتر مقدار نیترات بیشتری نسبت به برگ‌های جوان‌تر دارند و یا برگ‌های بیرونی کلم نیترات بیشتری نسبت به برگ‌های درونی دارند (ای‌اف‌اس‌آ، ۲۰۰۸). به‌طور کلی سبزی‌هایی که ریشه، ساقه و برگ آن‌ها استفاده می‌شود، انباشتگی نیترات بیشتری نسبت به میوه‌ها و ملون‌ها دارند. میزان نیترات بخش‌های

مختلف متفاوت بوده و می‌توان میزان نیترات در اندام‌های مختلف را به‌صورت کاهشی زیر بیان نمود:

بذر > میوه > سوخ > غده > گل > ریشه > ساقه > برگ > دمبرگ
بنابراین افزایش نسبت برگ به دمبرگ در محصولاتی همانند اسفناج هنگام برداشت و جداسازی بخش‌های از گیاه با انباشتگی نیترات بالاتر قبل از فرآوری و مصرف سهم بالایی در کاهش نیترات آن خواهد داشت (رنسینگو همکاران، ۲۰۰۷).

شهباززادگان و همکاران (۱۳۸۹) با بررسی میزان نیترات در بخش‌های مختلف میوه‌ها و سبزی‌ها نشان دادند که میزان نیترات در اندام‌های خارجی از جمله پوست، برگ-های بیرونی و اندام‌های سبز بیش از اندام‌های داخلی و گوشت میوه‌ها و سبزی هست. بهشتی و همکاران (۱۳۹۷) با مطالعه غلظت نیترات در پوست و گوشت نمونه‌های خیار نشان دادند که میانگین غلظت نیترات در پوست خیار برابر ۳۷۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در وزن تازه و در گوشت خیار ۱۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم هست؛ بنابراین پوست‌کندن خیار در هنگام مصرف نقش مهمی در کاهش ورودی نیترات در اثر مصرف خیار به بدن خواهد داشت.

میزان نیترات سبزی‌ها و غده‌ها با جوشاندن در آب کاهش پیدا می‌کند. این کاهش به دلیل وارد شدن نیترات سبزی‌ها به آب در حال جوش هست که می‌تواند تا ۵۰ درصد نیترات را کاهش دهد (پارساد و چتی، ۲۰۰۹). زیارتی و اربابی بیدگلی (۲۰۱۴) نشان دادند که با جوشاندن کلم ۵۴٪، سیب‌زمینی ۳۶٪، گل‌کلم ۴۳٪، پیاز ۱۹٪، کرفس ۳۹٪ و هویج ۱۱٪ میزان نیترات آن‌ها کاهش یافت. انتخاب اندازه محصولات نیز مهم است. زیارتی و اربابی بیدگلی (۲۰۱۴) با بررسی ۱۶۵۰ نمونه از ۱۳ گونه گیاهی اندازه

امروزه توصیه اکید بر آن است که به جای پاک سازی و مقابله با آلودگی خاک و گیاه به آلاینده ها بایستی بر پیشگیری از آلودگی در منبع تلاش نمود. همان گونه که ذکر شد صنایع، فاضلاب، کودهای شیمیایی و آلی، لجن فاضلاب از جمله منابع ورودی آلاینده ها به خاک می باشند که لازم است در منبع با سازوکار متناسب آن ها را کنترل نمود. این امر با اجرای دقیق استانداردها و معیارها قابل انجام هست. برای مدیریت خاک های آلوده در مرحله اول بایستی مناطق دچار آلودگی شناسایی شده و در مراحل بعدی به طور منظم پایش شوند. در مرحله سوم برای مقابله با مواردی که میزان فلزات سنگین در خاک بالاتر از حداکثر میزان مجاز هست لازم است تا از کشت گیاهان خوراکی اجتناب نموده و عملیات کشاورزی مناسب با آن اجرایی گردد. در صورت بروز آلودگی پائین در منطقه ای خاص بایستی با مدیریت زراعی مناسب از جمله انتخاب گونه مناسب و با ریسک کم، افزایش مواد آلی خاک، مدیریت مصرف درست کودهای شیمیایی (همانند مصرف روی در اراضی دچار آلودگی کادمیم و کمبود روی)، توجه به اثرات شوری در افزایش جذب کادمیم و... نسبت به کاهش و مقابله با آلودگی اقدام نمود.

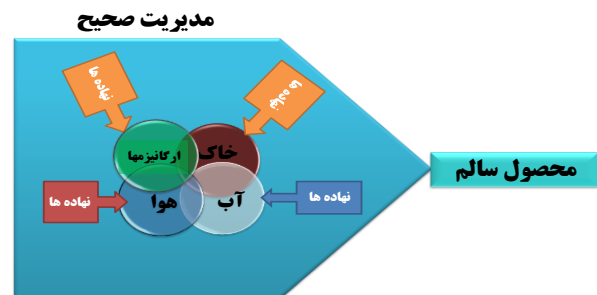
تغییر در میزان و روش مصرف کودهای شیمیایی و نیز تغییر شیوه های توصیه کودی به ویژه کودهای نیتروژنی بر اساس آزمون خاک نقش اثبات شده ای در کیفیت محصولات دارد. برون ده طرح های تحقیقاتی و انتقال یافته های تحقیقاتی در قالب طرح های تحقیقی-ترویجی و مزارع نمایشی متعدد این امر را به اثبات رسانده است. بکار بستن روش های همانند آزمون خاک، برداشت محصول در زمان بعد از ظهر و عصر باعث کاهش میزان تجمع نیترات می شود.

با توجه به شرایط اقلیمی (نور و دمای کم) می توان از رقم و گونه مناسب استفاده نمود. استفاده از گونه ها را می توان براساس اندام خوراکی آن ها تنظیم نمود که بیشترین انباشتگی نیترات در دمبرگ و کمترین آن ها در بخش بذر میوه هست.

غده های سیب زمینی، پیاز، چغندر قند، هویج، کلم، کاهو با مقدار نیترات آن ها نشان داد که با بزرگ شدن اندازه آن ها مقدار نیترات کمتر هست.

جمع بندی و پیشنهادها

تولید محصولات با کیفیت مناسب و غیر آلوده فرآیندی است که بایستی عوامل مختلف دخیل در آن را شناسایی نمود. در فرآیند تولید محصولات استفاده از آب، خاک، هوا و نهاده سالم ضروری است تا با بهره گیری از مدیریتی درست و ضمن حفظ تعادل زیستی بتوان در رسیدن به محصول سالم موفق بود. البته روابط این عوامل در فرآیند تولید مستقل و مجزا نبوده بلکه به همدیگر در برهمکنش هستند (شکل ۱).



شکل ۱- عوامل مؤثر در فرایند تولید محصول سالم و برهمکنش آن ها

اگرچه در خصوص وضعیت آلودگی فلزات سنگین در خاک های اراضی کشاورزی مطالعه در مقیاس مناسب در سطح ملی منتشر نشده است، اما تحقیقات و اطلاعات موجود حاکی از آن است که آلودگی گسترشی لکه ای و موضعی دارد که یا به دلایل فرآیندهای زمین شناختی بوده و یا حاصل منابع فعالیت های انسانی در ورود آلودگی به خاک هست. مهم ترین شیوه در مدیریت آلودگی منابع آب و خاک و گیاه، پیشگیری از آلودگی در منبع هست. در صورت عدم توجه به منابع آلاینده و پیشگیری از آن ها، با آب و خاک آلوده مواجه خواهیم بود. در چنین شرایطی ریسک آلودگی محصولات تولیدی بالا خواهد رفت و رفع این آلاینده ها با پاک سازی و پالایش از خاک و آب های آلوده بسیار پرهزینه و مشکل هست.

تغییرات کیفیت محصولات در کوتاه و بلندمدت، خود نشان از تغییرات دیگر عوامل دارد که ردیابی و منشایابی این تغییرات خود در حل مسئله کمک بسیاری می‌نماید. با توجه به اینکه مطالعات بررسی‌شده در این گزارش به‌طور اجمالی به مسئله نیترات در برخی از محصولات تولیدی و مصرفی در کشور پرداخته است، به‌منظور یافتن علت‌های تجمع نیترات در محصولات عمده و مهم برگی، غده‌ای و میوه‌ای و راه‌های کاهش آن پیشنهاد می‌گردد حداقل در مناطقی که احتمال آلودگی نیترات در محصولات بیشتر بوده، تحقیق در سطح تفصیلی و دقیق‌تری انجام پذیرد تا بتوان عوامل تجمع نیترات در این مناطق را بهتر شناخت و راه‌های رفع آن‌ها را بیان نمود.

فهرست منابع

۱. احمدی دوآبی، ش.، افیونی، م.، و م.، کرمی. ۱۳۹۶. بررسی آلودگی گردوغبار اتمسفری استان کرمانشاه به برخی فلزات سنگین با استفاده از شاخص‌های آلودگی. نشریه آب‌وخاک، جلد ۳۰، شماره ۳، ص ۸۳۴-۸۲۲.
۲. اصغری مقدم، ا.، و ل.، جلالی. ۱۳۹۳. بررسی آنومالی آرسنیک و منشأ احتمالی آن در آب زیرزمینی دشت خوی. علوم زمین، شماره ۹۴، صفحه ۱۴۷-۱۵۴.
۳. اصغری مقدم، ا.، و ر.، برزگر. ۱۳۹۴. بررسی عوامل مؤثر بر غلظت بالای آرسنیک در آب زیرزمینی آبخوان‌های دشت تبریز، علوم زمین، شماره ۹۴، صفحه ۱۷۷-۱۹.
۴. اصغری مقدم، الف. ۱۳۸۹. اصول شناخت آب‌های زیرزمینی، انتشارات دانشگاه تبریز، ۳۶۸ ص.
۵. افشاری، ع.، خادمی، ح.، و س.، حجتی. ۱۳۹۴. ارزیابی پتانسیل خطرپذیری آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های مرکزی استان زنجان بر اساس انواع شاخص‌های آلودگی. نشریه پژوهش‌های حفاظت آب‌وخاک، جلد ۲۲، شماره ۶، ص ۴۰-۲۱.
۶. افشاری، ع.، خادمی، ح.، و م.، ا.، دلاور. ۱۳۹۴. ارزیابی آلودگی فلزات سنگین با استفاده از فاکتور آلودگی در خاک اراضی با کاربری‌های مختلف در بخش مرکزی استان زنجان. نشریه دانش آب‌وخاک، جلد ۲۵، شماره ۲ ص ۵۲-۴۱.
۷. افیونی، م. ۱۳۹۰. خلاصه مدیریتی و جداول استاندارد آلودگی و پاک‌سازی خاک‌های ایران. اداره کل حفاظت محیط‌زیست اصفهان.
۸. امامی، ع. ۱۳۷۵. روش‌های تجزیه گیاه. نشریه فنی شماره ۹۸۲. مؤسسه تحقیقات خاک و آب. ایران. تهران.
۹. ایزدی، ش.، عابدی، س.، احمدیان، س.، و م.، محمودی. ۱۳۸۵. بررسی آلودگی انگلی سبزی‌های خوراکی در مزارع سبزی‌کاری شهر اصفهان. مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی کردستان، دوره ۱۱، ص ۵۸-۵۱.
۱۰. ایماندل، ک. ا.، و ا. ایرانشاهی. ۱۳۷۳. نگرشی تازه بر کیفیت آب‌های زیرزمینی تهران. مجموعه مقالات دومین هم‌اندیشی بهداشت آب.
۱۱. باباپورمفرد، ا.، رستمی، ص.، اعلانژاد، م.، فروزانفر، م.، خاکسار، و ز.، رضانی. ۱۳۹۲. تعیین مقدار برخی از فلزات سنگین در آب رودخانه‌های کارون و دز. دو ماهنامه علمی پژوهشی جنتاشاپیر، ویژه نامه سال ۱۳۹۲، ۱۰۰-۸۸.
۱۲. بابایی، ی.، علوی مقدم، م.، قاسم‌زاده، ف.، و م. ح.، ارباب زوار. ۱۳۷۸. بررسی آلودگی آب‌های سطحی منطقه کوه سرخ کاشمر به آرسنیک. علوم و فناوری محیط‌زیست، دوره دهم، شماره سه، پاییز ۸۷، ص ۳۵-۲۹.

۱۳. بازرگان، ک. ۱۳۹۱. بررسی میزان باقیمانده نیتрат در سیبزمینی مناطق عمده تولید کشور و میدان مرکزی میوه و تره‌بار تهران. گزارش نهایی. مؤسسه تحقیقات خاک و آب. کرج. ایران.
۱۴. باقری، ی. ر. ۱۳۹۳. بررسی آلودگی محصولات و خاک‌های اراضی کشاورزی جنوب تهران به فلزات سنگین. گزارش نهایی مؤسسه تحقیقات خاک و آب.
۱۵. بایبوردی، ا. ۱۳۸۶. اثر تغذیه برگ‌گی آهن و روی بر صفات کمی و کیفی دو رقم پیاز. مجله زراعت و باغبانی، جلد ۷۴، صفحات ۲۳-۲۹.
۱۶. بایبوردی، ا. م. ج. ملکوتی. ۱۳۸۶. بررسی منابع مختلف کود آلی بر کمیت و کیفیت پیاز قرمز آذرشهر در دو منطقه بناب و خسروشهر. مجله علوم خاک و آب، جلد ۲۱، صفحات ۱-۹.
۱۷. بایبوردی، ا. م. ج. ملکوتی، س. سماوات. ۱۳۸۴. بررسی مقادیر و منابع ازت، بر خصوصیات دو رقم پیاز. مجله علوم خاک و آب، جلد ۱۹، صفحات ۲۶-۳۲.
۱۸. برزین، م.، خیرآبادی، ح.، و م. افیونی. ۱۳۹۴. بررسی آلودگی برخی فلزات سنگین خاک‌های سطحی استان همدان با استفاده از شاخص‌های آلودگی مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی علوم آب‌و خاک سال ۱۹ شماره ۷۲ ص ۶۹-۷۹.
۱۹. بغوری، ا. ۱۳۷۰. مروری بر نتایج حاصل از کاربرد کودهای فسفره بر کادمیم خاک و گیاه و بررسی میزان کادمیم در کودهای وارداتی. نشریه شماره ۸۲۲، مؤسسه تحقیقات خاک و آب.
۲۰. بهبهانی‌نیا، آ. و ر. سلماسی. ۱۳۹۵. بررسی تراکم فلزات سنگین و تعیین همبستگی بین آن‌ها با ویژگی‌های خاک در توابع استان آذربایجان شرقی، علوم و فناوری محیط‌زیست، دوره ۱۸، شماره ۲، ص ۶۹-۵۸.
۲۱. بهبهانی‌نیا، آریتا. ۱۳۸۸. بررسی آلودگی فلزی حاصل از سوخت‌های فسیلی در خاک‌های اطراف جاده تهران- دماوند. گیاه و زیست‌بوم، دوره ۵، شماره ۱۷، ص ۵۶-۴۵.
۲۲. بهتاش، ف. س.، مسیحا، م. ج. ملکوتی. ۱۳۸۰. اثر مقادیر مختلف اوره بر تجمع نیترات در اندام‌های قابل مصرف اسفناج و جعفری. ۱۳۸۰. مجله علوم و فنون باغبانی ایران، جلد ۲، شماره‌های ۳ و ۴. صفحه ۱۶۰-۱۵۵.
۲۳. بهتاش، ف.، مسیحا، س.، و م. ج. ملکوتی. ۱۳۸۰. بررسی اثر مقادیر مختلف کود شیمیایی اوره در تجمع نیترات در اندام‌های قابل مصرف اسفناج و جعفری. مجله علوم و فنون باغبانی ایران، جلد ۲، شماره ۳ و ۴، ص ۱۶۰-۱۵۵.
۲۴. بهرامپور، ت.، فلاح نصرت آباد، ع. ر.، تیری م. ر.، و و، س.، مقالو. ۱۳۹۲. بررسی وضعیت فلزات سنگین (سرب-کادمیم و نیکل) در خاک‌های منطقه مغان مجله مدیریت خاک و تولید پایدار، جلد ۳، شماره ۱، ص ۲۴۹-۲۴۳.
۲۵. بهشتی، م.، ک. شهبازی، ک. بازرگان، م. بصیرت، و ا. ملک‌زاده. ۱۳۹۷. بررسی اجمالی غلظت نیترات در دو محصول گوجه‌فرنگی و خیار «نمونه‌برداری از میدان اصلی میوه و تره‌بار استان البرز». مؤسسه تحقیقات خاک و آب. نشریه ۵۴۲۲۸.
۲۶. بهمنی، س.، صفاری، و. ر.، و ع. ا. مقصودی. ۱۳۹۲. اثر تقسیط و میزان کود اوره بر تجمع نیترات و عملکرد سوخ پیاز در تولید خارج فصل در دشت جیرفت. نشریه علوم باغبانی، جلد ۲۷، شماره ۴، ص ۴۱۰-۴۰۰.

۲۷. بی‌نام. ۱۳۹۲. مرز بیشینه مانده نیتрат در محصولات کشاورزی، سازمان ملی استاندارد ایران، استاندارد ملی شماره ۱۶۵۹۶.
۲۸. پاک‌نژاد، ع. ر. بررسی پیامدهای زیست‌محیطی ناشی از مصرف آلاینده‌های کشاورزی بر کیفیت آب زهکش‌های شبکه آبیاری دز. گزارش نهایی شماره ۳۹۵۷۱ موسسه تحقیقات خاک و آب.
۲۹. پورخباز، ح. ر، جوانمردی، و، یوسف‌نیا، ح، اسلامی، م، مکرونی، س، و ح، اقدام. ۱۳۹۵. ارزیابی زیست‌محیطی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های اطراف سیمان بهبهان، جغرافیا و برنامه‌ریزی، سال ۲۷، پیاپی ۶۳، ص ۸۷-۱۰۵.
۳۰. پورمقیم، م، خ. خوش‌نیت، ا. صادقی مکی، ر. کمیلی فنود، ب. گلستان، م. پیرعلی. ۱۳۸۹. تعیین میزان نیترات در کاهو، گوجه‌فرنگی و سیب‌زمینی عرضه‌شده در میدان تره‌بار تهران به روش HPLC. مجله علوم تغذیه و صنایع غذایی ایران. سال پنجم، شماره ۱.
۳۱. پورینا، م، موسوی، م. ح، و ز، جاسمی رزکانی. ۱۳۹۲. بررسی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های سطحی اطراف شهرک صنعتی شماره ۲ اهواز، علوم و فناوری محیط‌زیست، دوره ۱۷، شماره ۴، ص ۲۳-۳۳.
۳۲. پیرصاحب، م، درگاهی، ع، و ح، گلستانی. ۱۳۹۱. بررسی میزان آرسنیک در محصولات کشاورزی، فرآورده‌های دامی و آب شرب روستاهای شهرستان قروه و بیجار استان کردستان. بهداشت مواد غذایی، دوره ۲، شماره ۴، ص ۳۳-۹۹.
۳۳. پیر صاحب، م، رحیمیان، س، و ی، پاسدار. ۱۳۹۱. مقدار نیترات و نیتريت در سبزی‌ها و صیفی‌جات مصرفی شهر کرمانشاه سال ۱۳۸۹. مجله پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی کرمانشاه، سال ۱۶، شماره اول، ص ۷۶-۸۳.
۳۴. پیرصاحب، م، شرفی، ک، و م، مرادی. ۱۳۹۲. بررسی میزان نیتريت و نیترات صیفی‌جات و سبزی‌های کشت‌شده در دشت‌های جنوبی و شرقی کرمانشاه در سال ۱۳۹۰. بهداشت مواد غذایی، دوره ۳، شماره ۱، ص ۷۷-۱۰۶.
۳۵. جاویدان، ز، زرالوندی، ع. ر، و ف، راست‌منش. ۱۳۹۵. تعیین شاخص‌های زیست‌محیطی و منشأ فلزات سنگین گردوغبار خیابان استان خوزستان، مجله سلامت و محیط‌زیست، دوره ۹، شماره ۲، ص ۱۵۵-۱۷۰.
۳۶. جدالی، م و ز، کلاه چی. ۱۳۸۴. غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی منطقه بهار همدان. مجله علوم خاک و آب، جلد ۱۹، شماره ۲، ص ۱۹۴-۲۰۲.
۳۷. جعفرنژادی، ع. ر، همائی، م، صیاد، غ. ۱۳۹۲. ارزیابی ویژگی‌های مؤثر خاک بر وضعیت غلظت کادمیم در خاک و بذر گندم در برخی خاک‌های آهکی خوزستان. مجله پژوهش‌های حفاظت خاک و آب، جلد ۱۹، شماره دوم ص ۱۶۴-۱۴۹.
۳۸. جعفرنژادی، ع. ر. ۱۳۹۲. بررسی مقدار فلزات سنگین (کادمیم، سرب و نیکل) و نیترات در کاهو در منطقه خوزستان. گزارش نهایی. مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان خوزستان.
۳۹. جعفری ملک‌آبادی، ع، افیونی، م، موسوی، س. ف، و ا، خسروی. ۱۳۸۳. بررسی غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی استان اصفهان. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، سال ۸، شماره ۳، ص ۶۹-۸۲.

۴۰. جعفری، ف.، و ح. خادمی. ۱۳۹۳. توزیع زمانی و مکانی فلزات سنگین در گردوغبار منطقه شهری کرمان، محیط شمالی، دوره ۴۰، شماره ۲، ص ۱۳۷۳-۱۳۶۱
۴۱. جماعتی ثمرین، ش.، توبه، ا.، هاشمی مجد، ک.، اصغری، ع.، حسن‌زاده، م.، ذبیحی محمودآباد، ر.، و م. شیرینی جنقرد. ۱۳۸۸. تأثیر تراکم بوته و سطوح نیتروژن بر درصد پروتئین عملکرد و تجمع نیترات در غده سیب‌زمینی. تولید گیاهان زراعی، جلد ۲، شماره ۳، ص ۱۵۱-۱۶۴.
۴۲. خداکریمی، ل.، سفیانیان، ع.، میرغفاری، ن.، افیونی، م.، و ا. گلشاهی. ۱۳۹۰. پهنه‌بندی غلظت فلزات سنگین کروم، کبالت، نیکل در خاک‌های سرریز حوزه آبخیز استان همدان با استفاده از فناوری‌های GIS و زمین‌آمار، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب‌و‌خاک، سال ۱۵، شماره ۵۸، صفحه ۲۵۶-۲۴۳
۴۳. خلدبرین، ب و ط. اسلام زاده. ۱۳۸۰. تغذیه معدنی گیاهان عالی. جلد اول. انتشارات دانشگاه شیراز.
۴۴. دلاور، م.ا. و ی. صفری. ۱۳۹۴. منشایابی فلزات سنگین در خاک‌های اطراف شهرک روی زنجان با استفاده از تکنیک‌های آماری، نشریه آب‌و‌خاک، جلد ۲۹، شماره ۳، ص ۶۳۷-۶۲۷
۴۵. دواتی، ل.، و ح.ر.، عظیم‌زاده. ۱۳۹۳. بررسی وضعیت آلودگی ناشی از فلزات سنگین در اطراف کارخانه پتروشیمی و پالایشگاه مجاور پناهگاه حیات وحش تمیشلو، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۷، شماره ۴، ص ۴۱۴-۴۰۳.
۴۶. دیانی، م.، نادری، م.، و ج. محمدی. ۱۳۸۹. پهنه‌بندی غلظت سرب، روی و کادمیم در خاک با استفاده از داده‌های ماهواره ETM در جنوب شهرستان اصفهان. نشریه آب‌و‌خاک، جلد ۲۴، شماره ۲، ص: ۲۹۶-۲۸۶.
۴۷. راهدار، م.، وزیریان، ب.، غلامی، م.، و ص. گرشاسبی. ۱۳۹۰. بررسی آلودگی‌های انگلی سبزی‌های خام مصرفی در شهر اهواز. مجله علمی پزشکی، دوره ۱۰، شماره ۶، ص ۶۶۴-۶۵۷.
۴۸. رجایی، ق.، جهان تیغ، ع.، حصاری مطلق، س.، و م. حسن‌پور. ۱۳۹۱. بررسی غلظت فلزات سنگین و بلوچستان در سال ۱۳۸۹. مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران، دوره ۲۲، شماره ۹۰، صص ۱۱۲-۱۰۵.
۴۹. رجایی، م. ۱۳۹۰. بررسی وضعیت آلودگی نیترات و نیتريت در برخی محصولات کشاورزی استان فارس. گزارش سالیانه طرح پژوهشی به شماره ۸۸۰۵-۱۰-۵۵-۲. مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی فارس. سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی. تهران ایران.
۵۰. رجبی، م.، و ب. سوری. ۱۳۹۴. ارزیابی مقادیر فلزات سنگین در ذرات گردوغبار باریده بر شهرهای سنندج، خرم‌آباد، اندیمشک در غرب ایران در سال ۹۲-۱۳۹۱، مجله سلامت و محیط، دوره ۸، شماره اول، ص ۲۲-۱۱
۵۱. رستمی، ق.، راهنما راد، ج.، و ا. نظرپور. ۱۳۹۳. ارزیابی آلودگی فلزات سنگین خاک‌های سطحی شهرک صنعتی شماره ۲ اهواز جنوب غربی ایران، نشریه زمین‌شناسی ژئوتکنیک، سال ۱۰، شماره ۱، ص ۶۷-۵۷.
۵۲. رقیمی، م.، رضانی مجاوری، م.، و س.م. سید خادمی. ۱۳۸۷. منشأ آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی شهر گرگان در سال ۱۳۸۴. مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی گرگان، دوره ۱۰، شماره ۴۰، ص ۳۹-۳۴.
۵۳. زارعی، ح و م.ج. ملکوتی. ۱۳۷۶. بررسی امکان آلودگی سبزی اسفناج به نیترات بر اثر مصرف سطوح کود نیتروژنه اوره. مجله علوم. ۲۷-۲۰: (۱) کشاورزی و منابع طبیعی.

۵۴. زرالوندی، ع، راست منش، ف، نائینی تمیم، ف، مختاری، ب و م، ساعد. ۱۳۹۳. بررسی ارزیابی و تعیین منشأ احتمالی هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای در گردوغبار خیابان شهر اهواز با نگرش زمین‌شیمی پزشکی، مجله علمی پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی ایلام، دوره ۲۵، شماره اول، ص ۱۲۱-۱۳۷.
۵۵. زمانی، ع، احمدپور مبارکه، ا، پری زنگنه، ع، و س، خسروی. ۱۳۹۶. پهنه‌بندی مقدار فلزات سنگین در خاک‌های سطحی اطراف کارخانه سیمان کردستان. قطعنامه پژوهش در بهداشت محیط، جلد ۳، شماره ۱، ص ۴۰-۵۵.
۵۶. سازمان حفاظت محیط‌زیست. ۱۳۹۰. پیش‌نویس ضوابط و استاندارد عناصر و آلاینده‌های انواع لجن فاضلاب و چگونگی تخلیه، جمع‌آوری و انتقال آن‌ها.
۵۷. سبحان اردکانی، س، جمالی، م، و م، معانی جو. ۱۳۹۳. بررسی غلظت آرسنیک، روی، کروم و منگنز در منابع آب زیرزمینی دشت رزن و تهیه نقشه پهنه‌بندی عناصر با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی. علوم و فناوری محیط‌زیست، دوره شانزدهم، شماره ۵، تابستان ۳۳، ص ۳۸-۲۵.
۵۸. سبحان اردکانی، س، رزبان، س، و م، معانی جو. ۱۳۹۳. ارزیابی غلظت برخی از فلزات سنگین در منابع آب زیرزمینی دشت قهاوند همدان، ماهنامه دانشگاه علوم پزشکی کرمانشاه، سال ۱۸، شماره ۶، ص ۳۴۸-۳۳۹.
۵۹. سبحان اردکانی، س، شایسته، ک، افیونی، م، و ن، محبوبی صوفیانی. ۱۳۸۴. غلظت نیترات در برخی از فرآورده‌های گیاهی اصفهان. مجله محیط‌شناسی، شماره ۷، صفحه ۶۹-۷۶.
۶۰. سعیدی، م، کرباسی، ع، بیدهندی، ع، و ن، مهردادی. ۱۳۸۵. اثر فعالیت انسانی بر تجمع فلزات سنگین در آب رودخانه تجن در استان مازندران. محیط‌شناسی، سال ۳۸، شماره ۳، صص ۷۴-۶۱.
۶۱. سلگی، ع، و ر، کرامتی. ۱۳۹۴. ارزیابی خطرات بهداشتی ناشی از فلزات سنگین در خاک شهری شهر بجنورد. مجله دانشگاه علوم پزشکی خراسان شمالی، سال ۹۴، دوره ۷، ص ۸۲۷-۸۱۳.
۶۲. سلگی، ع، و س، سلگی. ۱۳۹۴. بررسی غلظت فلزات سنگین در خاک اکوسیستم‌های زراعی انگور ملایر، حفاظت زیست‌بوم گیاهان، دوره ۳، شماره ۷، ص ۹۹-۱۱۱.
۶۳. سلیمان‌پور، ح، ظهور، ع، ابراهیم‌زاده، ع، بیرانوند، ل و م، دبیر زاده. ۱۳۹۱. بررسی آلودگی انگلی سبزیجات تازه مصرفی شهر زابل در سال ۱۳۹۰. فصلنامه دستیته، ۴۷-۴۰.
۶۴. سلیمی، م، بهمنیار، م، قاجار سپانلو، م، و آ، محمدی. ۱۳۹۴. تغییرات سرب و کادمیم خاک و گیاه کلزا در حاشیه جاده ساوه-همدان. نشریه دانش خاک و آب، جلد ۲۵، شماره ۲، ص ۲۰۵-۱۹۳.
۶۵. سیستانی، ن، معین‌الدینی، م، خراسانی، ه، حمیدیان، ا، علی طالبی، م، صالح و ر، عظیمی یانچشمه. ۱۳۹۶. آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های مجاور صنایع فولاد کرمان، ارزیابی آلودگی فلزی و درجه آلودگی، مجله سلامت و محیط‌زیست، دوره ۱۰، شماره اول، ص ۸۶-۷۵.
۶۶. سیل‌سپور، م. ۱۳۹۲. بررسی وضعیت نیترات در محصولات عمده سبزی و صیفی دشت ورامین. گزارش نهایی. مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان تهران.
۶۷. شاکری، ع، شاکری، ر، و ب، مهرابی. ۱۳۹۴. بررسی عناصر کروم، نیکل، آرسنیک، و کادمیم در آب رسوب و ماهی سد شهید رجایی مازندران، شمال ایران. محیط‌شناسی، دوره ۴۱، شماره یک، ص ۲۴-۱۳.

۶۸. شاه‌پسندزاده و همکاران. ۱۳۸۳. اثرات زیست‌محیطی توسعه شهری بر آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی گستره گرگان. مجله علوم زمین. ۱۴(۵۴): ۴۸-۵۵.
۶۹. شایسته‌فر، م، و ع، رضایی. ۱۳۹۲. بررسی رفتار زیست‌محیطی و مطالعه توزیع عناصر سنگین در خاک‌های محدوده معدن مس سرچشمه کرمان. مهندسی معدن، دوره هشتم، شماره هجدهم، ص ۱۳-۲.
۷۰. شکری‌راغب، پ، و س، سبجان‌اردکانی. ۱۳۹۵. بررسی آلودگی رسوب خشک اتمسفری هوای شهر همدان به عناصر کیاست، کروم و منگنز. مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی همدان، دوره ۲۳ شماره ۲ ص ۱۵۶-۱۴۹.
۷۱. شهباز زادگان، س، هاشمی مجد، ک، و ب، شهبازی. ۱۳۸۹. اندازه‌گیری غلظت نیترات در سبزی و میوه‌های عرضه‌شده در شهر اردبیل. مجله علمی-پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی اردبیل، دوره ۱۰، شماره اول، ص ۳۸-۴۷.
۷۲. شهبازی، ع، سفیانیان، ع، میرغفاری، ن، و م، عین‌قلایی. ۱۳۹۱. بررسی آلودگی فلزات سنگین خاک با استفاده از شاخص‌های فاکتور آلودگی. محیط‌زیست و توسعه، سال ۳، شماره ۵، بهار و تابستان، از صفحه ۳۸-۳۱.
۷۳. شهبازی، ع، رضائیان، ع، افراز، ر، و ل، خداکرمی. ۱۳۹۰. بررسی توزیع مکانی فلزات سنگین کادمیم، مس و سرب در خاک و تعیین منشأ این فلزات، مجله کاربرد بخش از دور و GIS در علوم منابع طبیعی، شماره ۲ ص ۹۷-۱۰۹.
۷۴. شهریاری، ط، معاشری، ب، و غ، شریف‌زاده. ۱۳۹۰. غلظت کروم و مس در آب‌های زیرزمینی و شبکه توزیع آب آشامیدنی شهر بیرجند در سال ۱۳۸۸-۸۹. مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی بیرجند، دوره ۱۸، شماره ۱، ص ۶۷-۶۲.
۷۵. صفری، ش، اصغری مقدم، ا، ندیری، ع، و ک، سیاه‌چشم. ۱۳۹۵. منشأ آرسنیک و چگونگی آزادسازی آن در منابع آب زیرزمینی دشت چاردولی استان کردستان. علوم زمین، سال ۲۵، شماره ۹۹، صص ۲۷۰-۲۶۱.
۷۶. طاهری، م، اسماعیلی آفتابدري، م، خوش‌زبان، ت، تکاملی، م، و م، عباسی. ۱۳۹۴. غلظت کل و قابل‌جذب فلزات سنگین و ارزیابی شاخص‌های آلودگی در خاک‌های شهرستان زنجان. نشریه آب‌و‌خاک، جلد ۲۹، شماره ۵، ص ۱۳۰۸-۱۲۹۷.
۷۷. طباطبایی، س، ملکوتی، م، و ا، بای‌بوردی. ۱۳۸۵. اثر طیف نور و فیلترهای مختلف رنگی بر غلظت نیترات و رشد و نمو کاهو در روش آب‌کشت. مجله علوم خاک و آب، جلد ۲۰، شماره ۱، ص ۳۴-۲۶.
۷۸. عزیزنیا، س. ۱۳۹۵. بررسی میزان آلودگی انگلی سبزی‌های شهرستان ایلام در نیمه اول سال ۱۳۹۵. یک گزارش کوتاه. مجله دانشگاه علوم پزشکی رفسنجان، دوره ۱۵، ۹۹۵-۱۰۰۰.
۷۹. عظیم‌زاده، ب، و ح، خادمی. ۱۳۹۲. تخمین غلظت زمینه برای ارزیابی آلودگی برخی فلزات سنگین در خاک‌های سطحی بخشی از استان مازندران نشریه آب‌و‌خاک، جلد ۲۷، شماره ۳، ص ۵۵۹-۵۴۸.
۸۰. فرشاد، ع. ا.، ک. ا. ایمان‌دل. ۱۳۸۲. بررسی میزان نیترات و نیتريت در چاه‌های آب واحدهای صنعتی غرب تهران. مجله دانشکده بهداشت و انیستیتو تحقیقات بهداشتی. جلد ۱ شماره ۲ صفحات ۴۴-۳۳.

۸۱. فلاح، س، مهدی نیا، س، حیدریه، م، و ا، عباسی. ۱۳۸۵. بررسی میزان نیتريت و نیترات در منابع آب آشامیدنی شهر سمنان در سال ۱۳۸۱. مجله دانشکده پزشکی دانشگاه علوم پزشکی گیلان، دوره ۱۵، شماره ۶۰، ص ۱-۶.
۸۲. فلاح، س، و ع، تدین. ۱۳۸۸. تأثیر تراکم بوته و مقدار نیتروژن بر عملکرد نیترات و پروتئین ذرت سیلویی. تولید گیاهان زراعی، جلد ۲، شماره ۱، ص ۱۰۵-۱۲۱.
۸۳. قنوتی، ن، و و، نظریور. ۱۳۹۵. بررسی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های کنار جاده‌ای در تقاطع‌های شهر اهواز ژئوشیمی سال ۵ شماره ۱ ص ۴۷-۵۴
۸۴. کاشی، ع.ک، و م. غ، باغبانی. ۱۳۸۳. بررسی اثر نیتروژن بر رشد، عملکرد و تجمع نیترات در خیار. مجله علوم کشاورزی، جلد ۱۰، شماره ۴، ص ۲۲۴-۲۰۳.
۸۵. کریمیان، ب، لندی، ا، مجتبی، س، و ج، احدیان. ۱۳۹۵. بررسی خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و کانی‌شناسی گردوغبار شهر اهواز، تحقیقات آب‌و خاک ایران، دوره ۴۷ شماره ۱ ص ۱۷۳-۱۵۹
۸۶. کلانتری، ن، سجادی، ز، مکوندی، م و م، کشاورزی. ۱۳۹۰. خصوصیات شیمیایی خاک و آب زیرزمینی دشت آبرفتی عسلویه با تأکید بر آلودگی فلزات سنگین، فصلنامه زمین‌شناسی کاربردی، سال ۷، شماره ۴ ص ۳۳۳-۳۴۲
۸۷. کلهر، م، ۱۳۹۲. بررسی مقدار فلزات سنگین (کادمیم، سرب و نیکل) و نیترات در سبزی‌های استان لرستان. گزارش نهایی. مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان لرستان.
۸۸. گراوند، م، قاسمی، ح و ن، حافظی مقدس. ۱۳۹۱. ارزیابی ژئوشیمیائی و زیست‌محیطی فلزات سنگین در خاک‌های حاصل از ثبت‌های گرگان، علوم زمین، سال ۲۲، شماره ۸۶، ص ۳۵-۴۶.
۸۹. لطیف، م، موسوی، س، افیونی، و س، ولایتی. ۱۳۸۴. بررسی آلودگی نیترات و منشایی آن در آب‌های زیرزمینی دشت مشهد. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، سال ۱۲، شماره ۲، ص ۲۱-۳۲.
۹۰. ماجدی، س، شیرزادی، ع، و ب، سوری. ۱۳۹۲. پهنه‌بندی احتمال حضور آرسنیک در برخی خاک‌های آهکی دشت قروه. مجله پژوهش‌های خاک، جلد ۲۷، شماره ۲، ص ۲۲۷-۲۳۷.
۹۱. محمدیان، م، نوری، ج، افشاری، نصیری، ج، و م، نورانی. ۱۳۸۷. بررسی غلظت فلزات سنگین در چاه‌های آب مجاور کارخانه سرب و روی زنجان. مجله سلامت و محیط‌زیست، دوره اول، شماره اول، ص ۵۱-۵۶.
۹۲. مرادی، ق، و ر، میرزایی. ۱۳۹۵. بررسی تغییرات مکانی فلزات سنگین گردوغبار خیابانی شهر کاشان. مجله سلامت و محیط‌زیست، دوره ۹، شماره ۴، ص ۴۴۳-۴۵۶
۹۳. مریدی، ف، کارگر، س، و ف، راست‌منش. ۱۳۹۱. غلظت فلزات سنگین در خاک‌های آلوده‌شده در اثر فعالیت کارخانه ذوب روی در جزیره قشم مجله زمین‌شناسی کاربردی، جلد ۹۱، شماره ۶، ص ۱۰-۲.
۹۴. مسافری، م، تقی‌پور، ح، حسنی، ح، برقی، م، کمالی کردآباد، و ا، قدیرزاده. ۱۳۸۷. بررسی میزان آرسنیک در منابع آب شرب: یک مطالعه موردی. مجله سلامت و محیط. دوره اول، شماره اول، ص ۱۹-۲۸.
۹۵. مستشاری، م، و ا، بغوری. ۱۳۸۱. بررسی شدت و گسترش آلودگی خاک‌ها به عناصر سنگین و تعیین مقدار آن‌ها در گیاهان آبیاری شده با فاضلاب. گزارش نهایی ۳۶۵/۸۱ مورخ ۸۱/۷/۱۵ موسسه تحقیقات خاک و آب.

۹۶. مظلومی، س، اسماعیلی ساری، ع، بهرامی فر، ن، و م، معین الدینی. ۱۳۹۶. ارزیابی میزان حضور فلزات و شبه فلزات در گردوغبار خیابانی غرب و شرق تهران، مجله سلامت و محیط زیست، دوره ۱۰، شماره ۲، ص ۲۸۱-۲۹۲
۹۷. ملاحسینی، ح. ۱۳۹۱. ارزیابی باقیمانده عناصر سنگین (مس، روی، منگنز و کادمیوم) و نیترات در محصولات گوجه فرنگی و توت فرنگی تحت کشت بدون خاک. گزارش نهایی. مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان.
۹۸. ملاحسینی، ح، و ا، بغوری. ۱۳۸۱. بررسی شدت آلودگی و گستردگی آلودگی خاک ها به عناصر سنگین و تعیین مقدار آن ها در گیاهان آبیاری شده با فاضلاب. گزارش نهایی موسسه تحقیقات خاک و آب.
۹۹. موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران. ۱۳۸۹. خوراک انسان، دام، بیشینه رواداری فلزات سنگین. استاندارد شماره ۱۲۹۶۸ موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران.
۱۰۰. موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران. ۱۳۹۲. مرز بیشینه مانده نیترات در محصولات کشاورزی. استاندارد شماره ۱۶۵۹۶ موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران.
۱۰۱. موسوی فضل، س، و ف، فائز نیا. ۱۳۸۷. اثر رژیم های مختلف رطوبتی و نیتروژن بر عملکرد و غلظت نیترات در غده های سیب زمینی، مجله پژوهش های خاک، جلد ۲۲، ۲۵-۲۴۳.
۱۰۲. موسوی موید، ف، چراغی، م، و ب، لرستانی. ۱۳۹۵. بررسی میزان تجمع نیترات و فسفات در پیاز مصرفی بازار شهر همدان. مجله دانشکده علوم پزشکی نیشابور. سال ۴، شماره ۴، ص ۸-۱.
۱۰۳. موسوی، ا، سفیانیان، ع، میرغفاری، ن، و ل، خداکرمی. ۱۳۹۰. بررسی توزیع مکانی برخی فلزات سنگین در خاک های استان همدان. مجله پژوهش های خاک (علوم خاک و آب)، جلد ۲۵، شماره ۴، ص ۳۲۳-۳۲۶.
۱۰۴. موسوی، م، پورنیا، م، و ف، امیری. ۱۳۹۲. توزیع فلزات سنگین در خاک های کشاورزی اطراف کارخانه سیمان کارون جنوب شرق مسجد سلیمان ژئوشیمی، سال اول، شماره ۳، ص ۲۱۵-۲۲۶.
۱۰۵. میخی، س، و ر، میرزایی. ۱۳۹۶. مقایسه روش های درون یابی مکانی جهت پهنه بندی غلظت فلزات سنگین در خاک سطحی شهرستان آران و بیدگل. علوم و فناوری محیط زیست، دوره ۱۸، شماره یک، ص ۱۴۷-۱۳۳
۱۰۶. میرزایی، ر، قربانی، ه، و ن، حافظی مقدس. ۱۳۹۴. الگوی پراکنش برخی از فلزات سنگین در خاک محلی استان گلستان نشریه پژوهش های خاک، جلد ۲۹، شماره یک، ص ۹۳-۱۰۳
۱۰۷. نادری زاده، ز، ایوبی، ش، و ح، خادمی. ۱۳۹۵. ارزیابی غلظت و میزان آلودگی فلزات سنگین در گردوغبار اتمسفری مناطق شهری و صنعتی استان بوشهر، محیط زیست طبیعی منابع طبیعی ایران، دوره ۶۹، شماره ۲، ص ۵۴۸-۵۳۱
۱۰۸. ناظمی، س، و ا، خسروی. ۱۳۸۹. بررسی وضعیت فلزات سنگین در خاک و آب گیاه و اراضی سبزی کاری، فصلنامه دانش و تندرستی، دوره ۵، شماره ۴، ص ۲۶-۳۱
۱۰۹. نبی الهی، ک، حیدری، ا، تومانیان، ن، و غ، ثوابی. ۱۳۹۲. ارتباط خصوصیات خاک در سطح مختلف ژئومورفیک با تغییرات مکانی آرسنیک خاک. مطالعه موردی منطقه بیجار استان کردستان، مدیریت پایدار خاک، جلد ۳، شماره ۲، ۲۷-۱.

۱۱۰. ندیری، ع، اصغری مقدم، ا، صادقی، ف، و ح، آقایی. بررسی انومالی آرسنیک موجود در منابع آب سد سهند. محیط‌شناسی، سال ۳۸، شماره ۳، ص ۷۴-۶۱.
۱۱۱. نظریور، ا، تقوایی، ن، و ت، بابایی نژاد. ۱۳۹۶. ارزیابی سطح آلودگی و پتانسیل اکولوژیکی برخی فلزات سنگین در خاک‌های سطحی میدان نفتی اهواز مجله سلامت و محیط‌زیست، دوره ۱۰، شماره ۳، ص ۴۰۰-۳۹۱
۱۱۲. نظری، ی، و ا، عباس نژاد. ۱۳۹۳. تعیین منشأ و پراکندگی آرسنیک در آب‌های زیرزمینی دشت راین (جنوب خاور کرمان) با استفاده از تکنیک‌های آماری، علوم زمین، سال ۲۴، شماره ۹۴، ص ۱۲۴-۱۱۷.
۱۱۳. هاشمی‌نسب، ک، ک. شهبازی، ک. بازرگان. ۱۳۹۷. گزارش بررسی غلظت فلزات سنگین سرب و کادمیم و غلظت روی در گندم تولیدی کشور، موسسه تحقیقات خاک و آب، نشریه شماره ۵۴۲۲۵.
۱۱۴. همایونی، م، و ن، خلجی. ۱۳۸۵. بررسی آلودگی انگلی سبزی‌های خام مصرفی شهر تهران در سال ۱۳۸۳. مجله علمی پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی ارتش جمهوری اسلامی ایران، سال ۴، شماره ۴، ۱۰۵۳-۴، ۱۰۵۶.
۱۱۵. یافته‌های تحقیقاتی بررسی وضعیت فلزات سنگین و نیتрат در اراضی کشاورزی و برخی محصولات در استان زنجان. ۱۳۹۳. گزارش نهایی. مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان زنجان.
۱۱۶. یزدان‌دوست همدانی، م. ۱۳۸۲. مطالعه تأثیر مصرف نیتروژن بر عملکرد اجزا عملکرد و تجمع نیترات در ارقام سیب‌زمینی. مجله علوم کشاورزی ایران، جلد ۳۴، شماره ۴، ص ۹۸۵-۹۷۷.
۱۱۷. یوسفی، ذ، و ا، نایب. ۱۳۸۶. بررسی و تعیین میزان نیترات منابع آب آشامیدنی روستایی آمل. مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران، دوره ۱۷، شماره ۶۱، ۱۶۵-۱۶۱.
118. Afzali, S.F. and Elahi, Rezvan. 2014. Measuring nitrate and nitrite concentrations in vegetables, fruits in Shiraz. Journal of Applied Sciences and Environmental Management, 18(3), pp.451-457.
119. Anonymous. 2003. Dietary reference intakes: Applications in dietary planning. Subcommittee on interpretation and uses of dietary reference intakes and the standing committee on the scientific evaluation of dietary reference intakes. Institute of Medicine of the National Academies, the National Academies Press, Washington D.C. p 248.
120. Azimi, S., Cambier, P., Lecuyer, I. and Thevenot, D. 2004. Heavy metal determination in atmospheric deposition and other fluxes in northern France agrosystems. Water, air, and soil pollution, 157(1-4), pp.295-313.
121. Borojerdnia M. Ansari Alemzade n. Sedighie Dehkordi F. 2007. Effect of cultivars, harvesting time and level of nitrogen fertilizer on nitrate and nitrite content, yield in Romaine lettuce. Asian J. Plant Sci. 6(3):550-3.
122. Brevik, E. C. & Burgess, L. C. 2014. The Influence of Soils on Human Health. Nature Education Knowledge 5(12):1
123. Cataldo, D. A., M. Haroon, L. E. Schrader and V. L. Youngs. 1975. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissues by nitration of salicylic acid. Commun. Soil Sci. and Plant Anal. 6(1): 71- 80.
124. Chimuka, L., Manungufala, T.E. and Martín-Gil, J. 2009. Sources, bioavailability and fate of heavy metals and organic contaminants in compost manure. Dynamic Soil, Dynamic Plant, 3(Special Issue 1), pp.32-38.
125. EC. 2006. Commission Regulation (EC) No 1881-2006-"Setting maximum levels for criteria contaminations in foodstuffs
126. European Food Safety Authority (EFSA). 2008. Nitrate in vegetables-Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain. EFSA Journal, 6(6), p.689.
127. FAO, IFAD. And WFP. L. 2013. The state of food insecurity in the world, the Multiple Dimensions of Food Security. FAO. Rome.

128. FAO. WHO. 2009. The Codex Alimentarius commission food hygiene, Basic texts, the ed. FAO and WHO.
129. Gholami, A., Keley, K. and Alavi, S.A. 2013. A study of nitrate contamination in soil and vegetables in dezful. *International Journal of Scientific Research in Knowledge (IJSRK)*, 1(5), pp. 93-99.
130. Heaton J.C. and K. Jones.2008. Microbial contamination of fruit and vegetables and the behaviour of enteropathogens in the phyllosphere: a review. *Journal of Applied Microbiology*, 104, 613–626.
131. Keshavarz, M. and Mazloomi S. M. and S. Babasafari. 2015. The Effect of Home Cooking Method and Refrigeration Processes on the Level of Nitrate and Nitrite in Spinach. *J Health Sci Surveillance Sys*; 3(3):88-93.
132. Misral, I. A. 2004. *Soil Pollution Origin, monitoring and remediation*. Springer.
133. Nowrouz, P., Taghipour, H., Dastgiri, S., Bafandeh, Y. and Hashemimajd, K., 2012. Nitrate determination of vegetables in Varzeghan City, North-western Iran. *Health promotion perspectives*, 2(2), 244-260.
134. Pavlou GC, Ehaliotis C. 2007. Effect of organic and inorganic fertilizers applied during successive crop season on growth and nitrite accumulation in lettuce. *Scientia. Horticulturae*, 111(4):319-325.
135. Pietro Santamaria.2006. Nitrate in vegetables: toxicity, content, intakeand EC regulation, *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 86:10–17
136. Pirsahab, M., Ahmadian, M., Reshadat, S. and Poormohammadi, A., 2014. The Measurement of Nitrite and Nitrate Contents of Tomato from the Vast Plain of Kermanshah State of Iran. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*, 7(15), p.1553-1559.
137. Prasad S, Chetty AA. 2009. Flow injection analysis of nitrate-N determination in root vegetables: Study of the effects of cooking. *Food Chemistry*, 110:561-565
138. Rahmani HR. 2006. Investigation of nitrate pollution in the soil, water and plants in some agricultural fields in Baraan (Esfehan Prevalence). *Env. Sci.*, (11): 23-34. [In Persian].
139. Rautengarten, A.M., Schnoor, J.L., Anderberg, S., Olendrzynski, K. and Stigliani, W.M., 1995. Soil sensitivity due to acid and heavy metal deposition in East Central Europe. *Water, air, and soil pollution*, 85(2), pp.737-742.
140. Renseigné, N. Umar, S. and M. Iqbal. 2007. Nitrate accumulation in plants, factors affecting the process, and human health implications. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 27 (1), pp.45-57.
141. Rezaei, M., Fani, A., Moini, A.L., Mirzajani, P., Malekirad, A.A. and Rafiei, M., 2014. Determining nitrate and nitrite content in beverages, fruits, vegetables, and stews marketed in Arak, Iran. *Health Promotion Perspectives*, Vol. 2, No. 2, 244-250.
142. Saedifar, F., Ziarati, P. and Ramezan, Y., 2014. Nitrate and Heavy Metal Contents in Eggplant (*Solanum melongena*) cultivated in the farmlands in the south of Tehran-Iran. *International Journal of Farming and Allied Sciences*, 3(1), pp.60-65.
143. Savci, S., 2012. An agricultural pollutant: chemical fertilizer. *International Journal of Environmental Science and Development*, 3(1), p.73.
144. SCF. 1995. Opinion on nitrate and nitrite, expressed on 22 September 1995 (Annex 4 to Document III/5611/95), European Commission (Eds.), Brussels, p. 34.
145. Shahlaei, A., Ansari, N.A. and Dehkordie, F.S., 2007. Evaluation of nitrate and nitrite content of Iran Southern (Ahwaz) vegetables during winter and spring of 2006. *Asian J. Plant Sci*, 6(1), pp.97-12.
146. Shokrzadeh, M., Shokravie, M., Ebadi, A.G., Babaee, Z. and Tarighati, A. 2007. The measurement of nitrate and nitrite content in leek and spinach sampled from central cities of Mazandaran State of Iran. *World Applied Sciences Journal*, 2(2), pp.121-124.
147. Speijers G.J.A. 1996. Nitrate, in: *World Health Organization (Eds.), Toxicological evaluation of certain food additives and contaminantsin food, Food Additive Series 35, Geneva*, pp. 325–360.

148. Tabatabaee J, nazari-e- Deljo MJ, Rostami R, Azarmi F, Fazilat F, Pahnai S et al. 2005. Nitrate concentration evaluation of leafy, fruit bearing and tuberous vegetables in Tabriz. Proceeding of 4th Conference of Farming Sciences, Ferdowsi University of Mashhad.
149. Van der Boon. J., J.W. Steenhuizen, and E. steingrover. 1988. Effect of EC, and Cl and NH4 concentration of nutrient solution on nitrate accumulation in lettuce. Acta.Hort.222: 35-42.
150. Warrington, G. E., and E. O.Skogley.1997. Bioavailability and the soil solution. Warrington ECological Systems Analysis (WECSA), Saint Ignatius, MT.
151. Wiera, S., C.Zotnowski and, K. Przekwas. 2007. Effects of various fertilization systems on the dynamics of nitrate concentration in potato tubers after harvest and during storage. Polish Journal of natural Sciences, Vol 22(1): 15-22.
152. Ziarati, P. and Arbabi-Bidgoli, S. 2014. Investigation of cooking method on nitrate and nitrite contents in crops and vegetables and assess the associated health risk. Intern. Journ. Of Plant, Anim. and Envir. Sc, 4(2), pp.46-52.

مصرف کودهای زیستی حاوی باکتری‌های ریزوبیوم در اراضی زیر کشت لگوم‌ها (روش‌ها، پتانسیل‌ها، مزایا و محدودیت‌ها)

هوشنگ خسروی^۱ و هادی اسدی رحمانی

دانشیار پژوهشی مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران.

hkhosravi@areeo.ac.ir

استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران.

asadi_1999@yahoo.com

چکیده

از زمان‌های قدیم لگوم‌ها در تناوب با سایر محصولات کشاورزی کاربرد داشته و حبوبات همواره بخش مهمی از سبد غذایی بشر بوده‌اند. یکی از مهم‌ترین ویژگی‌های لگوم‌ها قابلیت ایجاد رابطه همزیستی تثبیت‌کنندگی نیتروژن با باکتری‌های ریزوبیوم است. مدیریت این رابطه همزیستی، گامی در جهت کشاورزی پایدار و حفظ سلامت محیط زیست است. حدود ۱۳۰ سال قبل باکتری ریزوبیوم در داخل گره لگوم کشف و جداسازی شد. چند سال بعد اولین کود زیستی حاوی باکتری ریزوبیوم به بازار عرضه شد. ریزوبیوم، اولین کود زیستی مورد استفاده در ایران بود که از دهه ۴۰ شمسی به کشور وارد و در کشت سویا مصرف شد. پژوهش‌ها در دهه‌های گذشته در ایران نشان می‌دهد که تلقیح لگوم‌ها با باکتری‌های ریزوبیوم سبب افزایش عملکرد آن‌ها می‌شوند. از دلایل نیاز به تلقیح باکتری‌های ریزوبیوم می‌توان به فقدان باکتری ریزوبیوم اختصاصی همزیست، جمعیت پایین ریزوبیوم و از بین رفتن باکتری و یا کارایی آن به علت عوامل تنش‌ی اشاره کرد. کودهای زیستی ریزوبیومی به اشکال مایع، پودری و گرانول در حامل‌های معدنی یا آلی تولید و معمولاً به صورت تلقیح به بذر مورد استفاده قرار می‌گیرند. از پتانسیل‌های تولید و مصرف کودهای ریزوبیومی در ایران می‌توان به سطح زیر کشت قابل توجه لگوم‌ها، وجود زیرساخت‌های تولید در بخش خصوصی، وجود متخصصین و دانش‌های فنی لازم، افزایش اقبال عمومی به مصرف محصولات ارگانیک و وجود موارد حمایتی در اسناد بالادستی اشاره کرد. از مهم‌ترین محدودیت‌های مصرف کودهای زیستی می‌توان به وفور و زودبازده بودن کودهای شیمیایی، وجود برخی مشکلات در فرآیند تجاری‌سازی و آشنایی ناچیز و اعتماد کم مصرف‌کنندگان به این محصولات اشاره کرد. از راهکارهای توسعه مصرف کودهای زیستی حاوی باکتری‌های ریزوبیوم موارد زیر پیشنهاد می‌شود: بررسی خاک مناطق مختلف از نظر وجود باکتری‌های ریزوبیوم همزیست با لگوم‌ها، بررسی ضرورت تلقیح بذر لگوم‌های مورد نظر با باکتری‌های ریزوبیوم همزیست مؤثر و کارا، بررسی امکان کشت لگوم‌های متناسب با شرایط اقلیمی در مناطقی که سابقه کشت لگوم ندارند، انجام پژوهش‌های بنیادی در رابطه با باکتری‌های بومی و موضوع رقابت با انواع وارد شده به خاک، انجام پژوهش‌های مولکولی به منظور افزایش کارایی همزیستی لگوم‌ها و آموزش و ترویج از طریق رسانه‌های ارتباط جمعی و شبکه‌های اجتماعی در مورد مزایای مصرف کودهای زیستی ریزوبیومی.

واژه‌های کلیدی: مایه تلقیح، حبوبات، تثبیت نیتروژن

^۱ - نویسنده مسئول، آدرس: مشکین دشت، بلوار امام خمینی، ص. پ. ۳۱۱-۳۱۷۸۵

مقدمه

احتیاج کشورها به غذا، سالیانه در حال افزایش بوده به‌طوری‌که که نسبت به قرن گذشته به افزایش ۱۰۰ درصدی تولید محصولات کشاورزی نیاز است. یکی از راه‌های اصلی برطرف کردن نیاز تغذیه‌ای محصولات کشاورزی، مصرف کودهای شیمیایی می‌باشد. گرچه کودهای شیمیایی به‌عنوان پرمصرف‌ترین نهاده‌های کشاورزی، به آسانی و به سرعت عناصر مورد نیاز گیاه را تامین نموده و موجبات رشد آن را فراهم می‌کنند با اینحال، از پتانسیل آلوده‌سازی بالایی برخوردار بوده و مصرف بی‌رویه و نامتعادل آنها موجب آلودگی هوا، آب، خاک، گیاه، دام و انسان می‌شوند. بنابراین ارائه راهکارهای مبتنی بر توسعه پایدار و توجه به حفظ سلامت محیط زیست برای افزایش تولید محصولات کشاورزی امری ضروری است. در اعصار گذشته، کشاورزان برای تقویت زمین‌های کشاورزی، گیاهان لگومینوز نظیر شبدر و باقلا را کشت می‌کردند و بر این باور بودند که با کشت این گیاهان میزان حاصلخیزی خاک افزایش پیدا می‌کند. از طرف دیگر، لگوم‌ها بخش جدایی‌ناپذیر از سبد غذایی هزاران ساله بشر بوده و در همه تمدن‌های قدیم، رژیم غذایی حاوی حبوبات به همراه غلات بخشی از تغذیه متعادل بوده است زیرا این دو گروه مهم گیاهی همه اسیدهای آمینه ضروری انسان و سایر نیازهای غذایی را فراهم می‌کنند. یکی از مهم‌ترین ویژگی‌های لگوم‌ها، قابلیت ایجاد رابطه همزیستی تثبیت‌کنندگی نیتروژن با باکتری‌های ریزوبیوم است که اهمیت بسزایی در تامین نیتروژن اکوسیستم‌های کشاورزی و منابع طبیعی دارد. کودهای شیمیایی، به دلایل مختلف از جمله قیمت پایین، نحوه کاربرد و استفاده راحت و همچنین سودآوری بیشتر در کوتاه مدت، مورد استقبال کشاورزان قرار گرفته‌اند. این در حالی است که به مسئله محیط‌زیست و آلودگی منابع آب و خاک و در نتیجه گیاه، دام و انسان در اثر مصرف غیراصولی این کودها توجهی زیادی نمی‌شود. یکی از روش‌های افزایش تولید

محصولات کشاورزی استفاده از پتانسیل ریزجانداران مفید خاکری است. کودهای زیستی فرآورده‌هایی هستند که حاوی تعداد مناسبی از یک یا چند ریزجاندار مفید و یا متابولیت‌های حاصل از فعالیت آنها می‌باشند که قادرند نیاز گیاه به یک و یا چند عنصر را تأمین و یا موجب افزایش تحمل گیاه در برابر تنش‌هایی همانند شوری، خشکی، گرما، سرما و عوامل بیماری‌زای گیاهی شوند. اولین کود زیستی با جداسازی باکتری‌های ریزوبیوم از گره‌های ریشه باقلا در سال ۱۸۹۶ در آمریکا و به شکل کشت آگاری در ظروف شیشه‌ای بسته‌بندی و به بازار عرضه شد. بعد از آمریکا کشورهای روسیه، کانادا و استرالیا نیز به تولید کودهای زیستی با استفاده از ریزجانداران مختلف پرداختند. هم‌اکنون شرکت‌های زیادی وجود دارند که کودهای زیستی تولیدی خود را به سراسر جهان عرضه می‌کنند. امروزه کودهای زیستی در بسیاری از محصولات کشاورزی در دنیا مصرف شده که سبب افزایش محصولی معادل ۲۵-۱۰ درصد می‌شوند بطوری‌که صرفه اقتصادی آن میلیارد‌ها دلار در سال برآورد شده است. سازمان خواربار و کشاورزی ملل متحد (FAO)، کودهای زیستی را به عنوان یکی از منابع تأمین-کننده عناصر غذایی گیاهان به رسمیت شناخته است. از مهم‌ترین و شناخته شده‌ترین ریزجانداران کودهای زیستی می‌توان به ریزوبیوم، ازتوباکتر، آزوسپیریلوم، سودوموناس، باسیلوس، تیوباسیلوس و قارچ‌های میکوریزی اشاره کرد. در این مقاله به اهمیت رابطه همزیستی لگوم‌ها و سابقه پژوهش، تولید و کاربرد باکتری‌های ریزوبیوم با تأکید بر روش‌ها، مزایا و محدودیت‌های مصرف آنها به‌عنوان مایه تلقیح پرداخته می‌شود. درنهایت، راهکارهای پیشنهادی برای توسعه مصرف این فرآورده‌های زیستی ارائه خواهد شد.

جایگاه لگوم‌ها در زراعت در ایران

لگوم‌ها به علت دارا بودن ریشه عمیق، باعث افزایش نفوذپذیری خاک می‌شوند. این گیاهان سبب افزایش نیتروژن خاک شده و لذا برگرداندن آنها به خاک فواید

زیادی از نظر حاصلخیزی خاک دارد. لگوم‌ها را می‌توان به سه گروه دانه‌ای (حبوبات)، علوفه‌ای و درختی تقسیم بندی کرد. مجموع سطح زیر کشت لگوم‌های دانه‌ای و علوفه‌ای در ایران حدود ۱/۵ میلیون هکتار برآورد شده که حدود ۸۰۰ هزار هکتار آن (با تولید ۷۰۰ هزار تن در سال) به حبوبات اختصاص یافته و تقریباً نصف آن به صورت کشت آبی و نصف دیگر به صورت کشت دیم می‌باشد. بیشترین مقدار سطح زیر کشت لگوم‌ها در ایران به ترتیب متعلق به یونجه، نخود، عدس، لوبیا، شبدر و سویا می‌باشند. بیشترین سطح زیر کشت حبوبات با حدود ۶۳ درصد متعلق به نخود است. از نظر میزان تولید، نخود با ۴۰ و لوبیا با ۳۵ درصد سهم در رتبه‌های اول و دوم هستند. لگوم‌های علوفه‌ای نیز غنی از پروتئین بوده و هضم پذیری خوبی برای دام‌ها دارند. سطح برداشت گیاهان علوفه‌ای در ایران حدود یک میلیون هکتار است. از کل سطح برداشت گیاهان علوفه‌ای، سهم یونجه و شبدر حدود ۷۰ درصد است (وزارت جهاد کشاورزی، ۱۳۹۹).

تناوب کشت با لگوم‌ها

تناوب کشت با لگوم‌ها فواید زیادی از جمله بهبود وضعیت فیزیکی خاک، بهره‌مندی محصول بعدی از نیتروژن باقی‌مانده لگوم و مدیریت بهتر بیماری‌ها، آفات و علف‌های هرز دارد. آزمایشات در مورد تناوب ذرت، ارزن، سورگوم با بادام‌زمینی و لوبیا چشم‌بلبلی در مناطق مختلف غرب آفریقا نشان داد که تناوب با بادام‌زمینی موجب افزایش ۲۶ تا ۸۵ درصدی وزن خشک کل در غلات مذکور شده است (بورکرت و همکاران، ۲۰۰۱). پژوهش‌های دانشگاه وندای آفریقای جنوبی در مورد اثر تناوب کود سبز و لگوم‌های بومی بر عملکرد ذرت نشان داد که افزایش عملکرد اندام هوایی ذرت بین ۰/۸ تا ۱۳/۸ و افزایش عملکرد دانه ۲/۶ تا ۱۰/۶ تن در هکتار بود ضمن اینکه میزان علف‌های هرز نیز در اثر تناوب با لگوم‌ها به طور قابل توجهی کاهش یافت (اوده‌یامبو و همکاران، ۲۰۱۰).

در پژوهشی سورگوم، ارزن و یولاف از خانواده گرامینه، شبدر سفید، شبدر قرمز، شبدر برسيم، اسپرس، ماشک و گاودانه از خانواده لگومینوز و منداب از خانواده براسیکاسه به عنوان کود سبز، بررسی و فرآیند تغییرات عناصر غذایی خاک بررسی شد. نتایج نشان داد که بیشترین میزان نیتروژن کل خاک مربوط به شبدر سفید و پنج ماه بعد از برگشت بقایای آن به دست آمد. در این پژوهش، گیاه شبدر سفید به دلیل نسبت کربن به نیتروژن پایین، افزایش میزان نیتروژن کل و معدنی قابل استفاده برای گیاه بعدی، به عنوان بهترین کود سبز در بین گیاهان مورد مطالعه معرفی شد (عبدی و همکاران، ۱۳۹۱).

فلاح و همکاران (۱۳۷۹) گزارش دادند که برگرداندن شبدر برسيم به خاک در تناوب با برنج موجب تأمین ۵۰ تا ۱۰۰ کیلوگرم نیتروژن مورد نیاز گیاه برنج شد. برآورد شده که افزایش عملکرد ناشی از محصولی که بعد از لگوم کشت می‌شود به طور کلی معادل افزایش ناشی از مصرف ۳۰ تا ۸۰ کیلوگرم N در هکتار کود شیمیایی نیتروژنی است.

ارتباط همزیستی تثبیت‌کنندگی نیتروژن بین باکتری‌های ریزوبیوم و لگوم‌ها

نیتروژن، عنصری ضروری و حیاتی و یکی از عناصر پرنیاز و مهم برای رشد گیاهان می‌باشد. بیش از ۷۸ درصد ترکیب گازی جو زمین را نیتروژن مولکولی (N_2) تشکیل می‌دهد که البته به این شکل برای گیاهان قابلیت استفاده ندارد. تثبیت زیستی نیتروژن فقط توسط انواعی از پروکاریوت‌ها انجام می‌شود که توانایی تولید آنزیم نیتروژناز را دارند. نیتروژناز، نقش یک کاتالیزور در احیای N_2 به NH_3 را بر عهده داشته و در دما و فشار معمولی عمل تثبیت را انجام می‌دهد (لیو و همکاران، ۲۰۱۱). عمل تثبیت نیتروژن، به سه حالت آزادی، همیار و همزیست انجام می‌شود. در حالت آزادی، تثبیت نیتروژن، به طور مستقل یعنی بدون همکاری یک گیاه میزبان انجام می‌شود. در حالت همیاری، باکتری تثبیت‌کننده، تماس فیزیکی ساده با گیاه برقرار نموده ولی

اندام زیستی مشترک و قابل مشاهده با گیاه تشکیل نمی‌دهد. در حالت همزیستی، باکتری در ارتباط نزدیکی با گیاه بوده و با تولید اندام زیستی مشترک با گیاه قادر به تثبیت N_2 می‌باشد.

هر گونه ریزوبیوم قادر است فقط یک یا چند گونه لگوم خاص را آلوده نماید. گزارش شده که استثنائاً باکتری *Sinorhizobium sp. strain NGR234* قادر است در ۱۱۲ جنس از لگوم‌ها ایجاد گره نماید (پوئیک و بروگتون، ۱۹۹۹). نوع و تعداد گونه‌ها و سویه‌های ریزوبیوم که در لگوم‌های مختلف دارای توان ایجاد رابطه همزیستی هستند مرتب در حال تغییر است (کلوا و همکاران، ۲۰۱۸؛ کویکنال، ۲۰۱۵).

از عوامل محدودکننده تثبیت نیتروژن و ارتباط همزیستی می‌توان به رقابت باکتری‌های بومی خاک با نوع وارد شده برای ایجاد رابطه همزیستی با گیاه، توان ایجاد آلودگی در میزان شوری، اسیدیته، دما، رطوبت، نیترات و آمونیوم خاک، کمبود یا سمیت عناصر و سموم کشاورزی، عدم وجود فتوستتر کافی، بیماری گیاه میزبان، چرای دام‌ها و عدم وجود عناصری همانند کبالت اشاره نمود (زهران، ۱۹۹۹).

سالانه حدود ۱۳۹ تا ۱۷۵ میلیون تن نیتروژن (N) توسط ریزجانداران دارای آنزیم نیتروژناز تثبیت می‌شود که حدود ۳۵ تا ۴۴ میلیون تن آن، مربوط به سیستم همزیستی است. مقدار تثبیت نیتروژن توسط سیستم ریزوبیوم- لگوم بین ۲۰۰ تا ۳۰۰ کیلوگرم N در هکتار در سال است. مقدار تثبیت و ارزش اقتصادی آن در لگوم‌های مختلف در جدول ۱ با اندکی تغییرات آورده شده است (اسپانک و همکاران، ۱۹۹۸). در گزارش دیگری، مقدار سالیانه تثبیت نیتروژن در لگوم‌های زراعی و مرتعی به ترتیب با سطح ۱۸۵ و ۱۵۰ میلیون هکتار، ۴۰ میلیون تن تخمین زده شده است. این مقدار در استرالیا حدود سه میلیون تن در سال تخمین زده شده است (درو و همکاران، ۲۰۱۲). مقدار تثبیت نیتروژن در مقایسه با کل نیتروژن جذب شده در لگوم‌های مختلف در اروپا در جدول ۲ ارائه شده است (بادیلی و همکاران، ۲۰۱۴). در جدول ۳ مقدار نیتروژن جذب شده از اتمسفر در بررسی‌های آزمایشگاهی و مزارع کشاورزان نشان داده شده است (هریج و همکاران، ۲۰۰۸).

جدول ۱- نوع لگوم و مقدار تثبیت نیتروژن (با تغییراتی، اسپانک و همکاران، ۱۹۹۸)

نوع لگوم	میانگین N_2 تثبیت شده در هر فصل زراعی	میانگین نیتروژن بدست آمده از اتمسفر	ارزش اقتصادی تثبیت نیتروژن معادل قیمت کود نیتروژنی
	کیلوگرم در هکتار	درصد	دلار
لوبیا (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	۶۵	۴۰	۴۵
عدس (<i>Lens culinaris</i>)	۱۰۰	۶۳	۷۰
باقلا (<i>Vicia faba</i>)	۱۵۱	۸۰	۱۰۵
نخود فرنگی (<i>Pisum sativum</i>)	۷۲	۳۵	۵۰
سویا (<i>Glycine max</i>)	۱۲۰	۵۳	۸۴
بادامزمینی (<i>Arachis hypogaea</i>)	۱۱۴	۵۷	۷۹
شبدر قرمز (<i>Trifolium pretense</i>)	۱۷۰	۵۹	۱۱۹
شبدر سفید (<i>Trifolium repens</i>)	۱۷۲	۷۵	۱۲۰
یونجه (<i>Medicago sativa</i>)	۱۸۰	۷۰	۱۲۶
ماشک (<i>Vicia sativa</i>)	۱۳۰	۷۰	۹۱

جدول ۲- مقدار تثبیت نیتروژن در مقایسه با کل نیتروژن جذب شده در لگوم‌ها در اروپا (بایدیلی و همکاران، ۲۰۱۴)

لوبیا	باقلا	نخود	عدس	باقلامصری	نخودفرنگی	سویا	ماش	سایر لگوم‌های دانه‌ای
کیلوگرم N در ۱۰۰۰ کیلوگرم محصول تولیدی								
۶۴/۲	۸۹/۲	۸۹/۸	۹۰/۶	۸۴/۰	۶۳/۶	۱۰۶/۹	۹۴/۵	۸۲/۲
۲۸/۴	۶۸/۷	۴۴/۹	۶۳/۴	۶۸/۹	۴۴/۵	۵۵/۶	۶۸/۰	۵۳/۸
-۹/۴	۳۳/۹	۱۱/۴	۱۹/۲	۱۴/۱	۶/۱	-۵/۶	۲۳/۵	۷/۷

جدول ۳- درصد نیتروژن حاصله از تثبیت زیستی در حبوبات مختلف (هریچ و همکاران، ۲۰۰۸)

نوع حبوبات	در طرح‌های آماری	در مزارع کشاورزان
باقلا	۷۵	۶۸
سویا، بادامزمینی	۶۸	۵۸
نخود، عدس، ماش، نخودفرنگی، لوبیا چشم‌بلبلی	۶۳	۶۵
لوبیا	۴۰	۳۶

جدول ۴- طبقه‌بندی باکتری‌های ریزوبیوم بر اساس سیستم برگی^۲ تا سطح جنس (کویکندال، ۲۰۱۵)

ارکان طبقه‌بندی	جایگاه ریزوبیوم طبقه‌بندی	جنس (Genus)
قلمرو (Domain)	Bacteria	
سلسله (Kingdom)	Bacteria	
شاخه (Phylum)	Proteobacteria	
رده (Class)	Alpha-proteobacteria	
راسته (Order)	Rhizobiales	
خانواده (Family)	Bradyrhizobiaceae	Bradyrhizobium
	Hyphomicrobiaceae	Azorhizobium
	Phyllobacereiaceae	Mesorhizobium
	Rhizobiaceae	Rhizobium
		Allorhizobium
		Sinorhizobium



شکل ۱- گره فعال ریزوبیومی در ریشه سویا
(پومرش و هانسن، ۲۰۱۷)

سابقه پژوهش، تولید و مصرف باکتری‌های ریزوبیوم به‌عنوان مایه تلقیح در کشت لگوم‌ها

در سال ۱۸۸۷ هلریگل و ولفارث در آزمایشات خود مشاهده کردند که در گره‌های موجود بر روی ریشه لگوم‌ها، تثبیت نیتروژن صورت می‌گیرد. ایشان، علت این موضوع را یک عامل عفونی، عنوان کردند. یک سال بعد یعنی در سال ۱۸۸۸ باکتری ریزوبیوم برای اولین بار توسط بیجرینک از گره ریشه‌ای جداسازی و کشف شد. اولین کود زیستی ریزوبیومی با جداسازی باکتری‌های ریزوبیوم از گره ریشه‌ای باقلا در سال ۱۸۹۵ توسط ناب و هیلنر در آمریکا و به شکل کشت آگاری در ظروف شیشه‌ای بسته‌بندی و به بازار عرضه شد (لوپوایی و همکاران، ۲۰۰۸).

کودهای زیستی ریزوبیومی به‌عنوان اولین کودهای زیستی مورد استفاده در ایران هستند که بنام تجاری نیتراژین از سال ۱۳۴۰ به کشور وارد و در کشت سویا مصرف شدند. پژوهش‌ها در زمینه کودهای زیستی در ایران از دهه ۱۳۵۰ در مؤسسه تحقیقات خاک و آب آغاز شد. در آزمایشی سه ساله بر رشد سویا اثر چند سویه خارجی و بومی بررسی و گزارش شد که بیشترین عملکرد معنی‌دار از مصرف یک نوع مایه تلقیح وارداتی به دست آمد (سیستانی، ۱۳۷۱). گزارش‌شده در تناوب شبدر- برنج در خاک‌هایی که جمعیت باکتری‌های ریزوبیوم مناسب است علیرغم افت جمعیت در دوره

خصوصیات باکتری‌های ریزوبیوم و جایگاه طبقه‌بندی آنها

باکتری‌های ریزوبیوم، میله‌ای شکل و گرم منفی بوده و معمولاً تحت شرایط رشدی مختلف دارای حالت-های پلی‌مورفیک هستند. این باکتری‌ها شیمیوارگانوتروف بوده و محدوده وسیعی از کربوهیدرات‌ها را به‌عنوان منبع کربن استفاده می‌کنند. دمای بهینه برای رشد باکتری‌های ریزوبیوم ۲۵-۳۰ درجه سانتیگراد و pH مناسب برای آنها شش تا هفت است. ریزوبیوم‌ها هوازی بوده بطوری که اکسیژن در آنها به‌عنوان پذیرنده نهایی الکترون عمل می‌کند. کلنی‌ها، دایره‌ای، محدب، برآمده و لعابی لزج است که معمولاً بعد از سه تا پنج روز در انواع تند رشد و شش تا هشت روز در انواع کند رشد قابلیت مشاهده شدن را دارند. ریزوبیوم‌ها با طیف وسیعی از گیاهان خانواده لگومینوز همزیستی اختصاصی دارند و عمدتاً در ریشه و در برخی لگوم‌ها در برگ یا ساقه آنها تشکیل گره می‌دهند. باکتری در داخل گره فعال، حالت باکتروئید^۳ دارد که می‌تواند نیتروژن را به شکل آمونیوم تثبیت نموده و در اختیار گیاه میزبان قرار دهد. باکتروئید به اشکال گرز مانند، گلابی و یا Y شکل دیده می‌شود (کویکندال، ۲۰۱۵). گره‌های فعال، گره‌هایی هستند که در درون آنها یک پروتئین به رنگ صورتی به نام لگ-هموگلوبین تشکیل می‌شود (شکل ۱) که نشان از فعال بودن باکتری در درون گره است. گره‌های غیرفعال، مرده و پیر، معمولاً درونی سبز خاکستری یا قهوه‌ای رنگ دارند (پومرش و هانسن، ۲۰۱۷). از نظر تاکسونومیک، ریزوبیوم‌ها متعلق به سلسله باکتری‌ها، شاخه پروتئوباکتری‌ها، رده آلفا پروتئوباکتری‌ها و راسته ریزوبیال می‌باشند. راسته ریزوبیال مشتمل بر ۱۰ خانواده است که جنس‌های باکتری ریزوبیوم متعلق به چهار خانواده می‌باشند. طبقه-بندی فیلوژنی باکتری ریزوبیوم تا سطح جنس در جدول ۴ آورده شده است (کویکندال، ۲۰۱۵).

^۳- Bacteroid

مایه تلقیح سویا اولین کود زیستی ایرانی بود که در سال ۱۳۷۹ تولید و موجب قطع واردات مشابه خارجی آن شد. اثر چند نوع مایه تلقیح حاوی باکتری ریزوبیوم همزیست باقلا در خوزستان و مازندران نشان داد که تلقیح سبب افزایش عملکرد ۳۵ تا ۶۹ درصدی نسبت به شاهد شد (خسروی و همکاران، ۱۳۸۰؛ خسروی و رمضانپور، ۱۳۸۳). تلقیح لوبیا با سویه‌های ریزوبیوم بومی در ۱۲ استان ایران سبب نتیجه افزایش عملکرد دانه و سایر شاخص‌های رشد گردید (اسدی رحمانی، ۱۳۸۴). اثر تلقیح برادی ریزوبیوم، اوره و اثر وجین علف هرز بر سویا تاثیر قابل توجهی بر عملکرد و درصد پروتئین دانه داشت (راعی و همکاران، ۱۳۸۷). اثر دو نوع مایه تلقیح ریزوبیوم باقلا در مزارع کشاورزان در استان گلستان (جدول ۵) باعث افزایش عملکرد دانه شد (خسروی و همکاران، ۱۳۹۴).

تلقیح دو رقم لوبیا چیتی امیدبخش و لوبیا قرمز اختر و درخشان با ریزوبیوم نشان داد که صفات رشدی به‌ویژه در رقم چیتی بیشتر تحت تأثیر قرار گرفت و بیشترین افزایش عملکرد دانه نسبت به شاهد، ۶۰ درصد گزارش شد (طاهرخانی و همکاران، ۱۳۸۸). تلقیح دو رقم لوبیای سفید و قرمز با چهار سویه ریزوبیوم نشان داد که عملکرد دانه و برخی دیگر از خصوصیات رشد به‌طور معنی‌داری با شاهد بدون تلقیح اختلاف نشان دادند (انصاری و همکاران، ۱۳۸۸).

غرقاب، جمعیت در دوره غیرغرقاب جبران می‌شود و فقط در خاک‌های با جمعیت بسیار کم تلقیح جواب مثبتی می‌دهد (رجالی و صالح راستین، ۱۳۷۵). در سال ۱۳۷۵ با ایجاد بخش مستقل تحقیقات بیولوژی خاک در مؤسسه مذکور گام موثری در راه پژوهش‌ها کودهای زیستی در کشور برداشته شد که منجر به جداسازی، شناسایی و ارزیابی کارایی باکتری‌های ریزوبیومی همزیست سویا، نخود، لوبیا، باقلا و یونجه شد. سویه‌های کارآمد ریزوبیوم طی آزمایشات گلخانه‌ای و مزرعه‌ای مطالعه و نتایج آنها در قالب دانش‌های فنی برای تولید انبوه به بخش خصوصی واگذار شدند (اسدی رحمانی، ۱۳۸۹). در شکل ۲ نمونه‌هایی از دانش‌های فنی ثبت شده مربوط به کودهای زیستی ریزوبیوم در ایران ارائه شده است.



شکل ۲- ثبت دانش فنی کود زیستی ریزوبیوم سویا و باقلا

جدول ۵- اثر دو نوع مایه تلقیح انتخابی در مزارع کشاورزان در استان گلستان (خسروی و همکاران، ۱۳۹۴)

وضعیت تلقیح	عملکرد دانه	افزایش عملکرد دانه	عملکرد کلش	افزایش عملکرد کلش	جذب نیتروژن کلش	افزایش جذب نیتروژن کلش
کیلوگرم در هکتار	درصد	کیلوگرم در هکتار	درصد	کیلوگرم در هکتار	درصد	درصد
تلقیح با سویه ۱	۲۶۵۵	۱۰/۵	۲۴۳۸	۱۶/۵	۱۶۱	۵۸
بدون تلقیح	۲۴۰۲	-	۲۰۹۲	-	۱۰۳	-
تلقیح با سویه ۲	۲۲۳۶	۲۹	۲۵۱۴	۶۵	۱۶۶	۶۵
بدون تلقیح	۱۷۳۳	۱۵۲۳	-	۴/۰۲	۶۱	-

روش بررسی کیفیت و کارایی کود زیستی حاوی باکتری‌های ریزوبیوم

در کشورهایی همانند فرانسه، کانادا، برزیل و اروگوئه برای ارزیابی و کنترل کیفی مایه تلقیح‌های ریزوبیومی سیستم‌های نظارتی ایجاد شده است. در استرالیا، آفریقای جنوبی و نیوزلند با ایجاد ساختارهای بر اساس مشارکت داوطلبانه توسط تولیدکنندگان، کار ارزیابی و کنترل کیفی مایه‌تلقیح‌های ریزوبیومی انجام می‌شود. در آمریکا و انگلیس موضوع کنترل کیفیت مایه تلقیح‌های تولیدی به خود تولیدکنندگان واگذار شده است (دیگر و همکاران، ۲۰۰۴). مسئولیت ارزیابی انواع کودها از جمله ریزوبیومی در ایران، بر عهده دفتر ثبت مواد کودی و کنترل کیفی است.

تعداد و جمعیت باکتری ریزوبیوم، اولین خصوصیتی است که در بررسی کیفیت یک کود زیستی ریزوبیومی لازم در نظر گرفته شود. در استرالیا استانداردهای حداقلی و مقادیر توصیه‌شده در هنگام کاشت لگوم‌های دانه‌ای برای انواع دانه‌درشت مانند باقلا، نخود و لوبیا^{۱۰۵}، انواع دانه‌ریز مانند ماش و عدس^{۱۰۴}، لگوم‌های مرتعی دانه‌متوسط مانند شبدر و یونجه^{۱۰۳} و برای لگوم‌های مرتعی دانه‌ریز مثل شبدر سفید^{۵×۱۰۲} سلول باکتری ریزوبیوم به ازای هر بذر است (جدول ۶). در کانادا برای انواع دانه بذور درشت، متوسط و ریز به ترتیب، ۱۰۵، ۱۰۴ و ۱۰۳ سلول باکتری ریزوبیوم به ازای هر بذر توصیه شده است. در ایران، استاندارد کودهای ریزوبیومی در سازمان ملی استاندارد به شماره ۲۲۳۰۲ به ثبت رسیده است. در این استاندارد، تعداد

سلول باکتری ریزوبیوم، 1×10^7 سلول باکتری در میلی‌لیتر برای انواع مایع و 5×10^7 در گرم برای انواع جامد در نظر گرفته شده است. بر اساس این استاندارد ویژگی‌های کودهای زیستی ریزوبیومی در فرمولاسیون‌های جامد و مایع باید مطابق با جدول ۷ باشد (سازمان ملی استاندارد، ۱۳۹۶).

برای تعیین تراکم جمعیت باکتری در مایه تلقیح‌های ریزوبیومی از روش شمارش کلنی در محیط کشت اختصاصی YEMA^۴ حاوی قرمز کنگو استفاده می‌شود. باکتری‌های ریزوبیوم به دلیل جذب بسیار جزئی رنگ قرمز کنگو، کلنی‌های صورتی تا سفید و لعابی تشکیل می‌دهند، که حاشیه صاف دارند درحالی‌که سایر باکتری‌ها شدیداً رنگ قرمز کنگو را جذب می‌کنند و این مشخصه به تمایز اولیه ریزوبیوم از دیگر باکتری‌ها کمک می‌نمایند. مواد تشکیل دهنده محیط کشت YEMA حاوی قرمز کنگو^۵ به‌صورت جدول ۸ است. تعداد سلول‌های قابل رشد باکتری‌های ریزوبیومی برحسب CFU/ml یا CFU/g کود تعیین و گزارش می‌شود. همچنین در ارزیابی مایه تلقیح‌های ریزوبیومی، ضروری است توانایی برقراری رابطه همزیستی باکتری و ایجاد گره در ریشه با گیاه لگوم بررسی شود. برای این منظور، درجه‌بندی گره از طریق تعداد گره‌های فعال ایجاد شده در گیاه هدف نسبت به شاهد تعیین و مشخص می‌شود. در جدول ۹ روش درجه‌بندی گره‌ها ارائه شده است.

4- Yeast Extract Mannitol Agar

5- Yeast Extract Mannitol Agar + Congo Red (YEMA)

جدول ۶- استاندارد حداقلی برای مایه تلقیح‌های ریزوبیومی در استرالیا (درو و همکاران، ۲۰۱۲)

ردیف	نوع مایه تلقیح	شمارش بلافاصله بعد از تولید	شمارش در طی دوره ماندگاری	انقضاء
۱.	پیت (CFU/g)*	$\geq 1 \times 10^9$	$\geq 1 \times 10^8$	$1 \times 10^*$
۲.	مایع (CFU/ml)	$\geq 5 \times 10^9$	$\geq 1 \times 10^9$	۶
۳.	گرانول (CFU/g)	$\geq 1 \times 10^{10}$	$\geq 1 \times 10^{10}$	۶
۴.	فریز-خشک (CFU/vial)	$\geq 1 \times 10^{12}$	$\geq 5 \times 10^{11}$	۶

CFU: Colony Forming Unit

جدول ۷- ویژگی‌های زیستی ریزوبیومی بر اساس استاندارد ایران

ردیف	ویژگی	حد قابل قبول
۱	تعداد جامد (در گرم) مایع (در میلی‌لیتر)	حداقل 5×10^7 حداقل 1×10^7
۲	کارایی	ایجاد گره‌های فعال تثبیت‌کننده نیتروژن
۳	آلودگی میکروبی*	در رقت 10^{-5} هیچ آلودگی مشاهده نشود

* بر روی محیط کشت گلوکز پیتون آگار

جدول ۸- محیط کشت YEMA

نام مواد*	مقدار
هیدروژن دی پتاسیم	۰/۵ گرم
منیزیم سولفات ۷ آب ^۷	۰/۲ گرم
سدیم کلراید ^۸	۰/۱ گرم
عصاره مخمر ^۹	۰/۵ گرم
مانیتول ^{۱۰}	۱۰ گرم
آگار	۱۵ گرم
آب مقطر	۱۰۰۰ میلی‌لیتر

* $\text{pH} = 6.8 \pm 0.1$ در 25°C

جدول ۹- روش درجه‌بندی گره‌ها برای لکوم‌ها (یک و همکاران، ۱۹۹۳)

درجه گروهبندی	توزیع و تعداد گره‌های مؤثر	در ناحیه تاج ریشه*	در سایر قسمت‌های ریشه
۰	۰	۰	۰
۱	<۵	۰	۰
۲	۵-۱۰	۰	۰
۳	>۱۰	۰	۰
۴	>۱۰	<۵	<۵
۵	>۱۰	>۱۰	>۱۰

* تاج ریشه عبارت است از پنج سانتیمتر بالایی ابتدای ریشه

6- K_2HPO_4

7- $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

8- NaCl

9- Yeast Extract

10- Mannitol

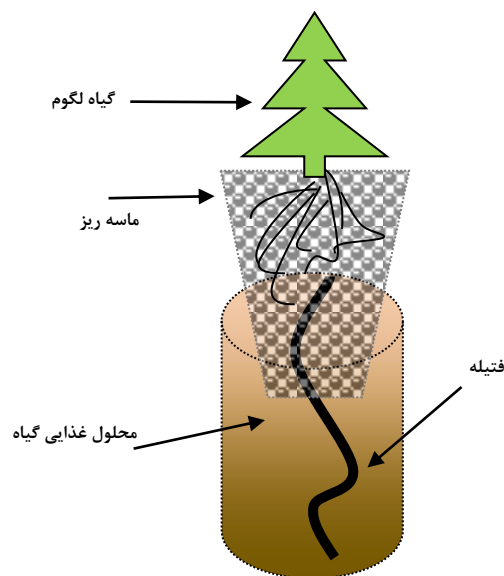
مهم‌ترین موضوع در بحث کنترل کیفی مایه تلقیح‌های ریزوبیومی تعیین کارایی تثبیت نیتروژن است. برای این منظور، وزن خشک اندام هوایی در گیاهان تلقیح شده و شاهد اندازه‌گیری می‌شود. اگر وزن خشک گیاهان تلقیح شده در سطح پنج درصد آماری بیشتر از شاهد باشد، ریزوبیوم دارای کارایی مناسبی از نظر تثبیت نیتروژن می‌باشد. روش‌های دیگر تعیین تثبیت زیستی نیتروژن، استفاده از روش احیای استیلن و به‌طور دقیق‌تر روش نیتروژن ایزوتوپی است.

برای تعیین آلودگی میکروبی اعم از باکتریایی و یا قارچی در مایه تلقیح‌های ریزوبیومی از روش شمارش کلنی در محیط کشت گلوکز-پپتون-آگار^{۱۲} (GPA) استفاده می‌شود. باکتری‌های ریزوبیوم در این محیط کشت، قادر به رشد نبوده و بنابراین، هر ریزجاندار که در این محیط کشت رشد کند به‌عنوان آلودگی محسوب می‌شود. برای تعیین وجود آلودگی، از رقت ۱۰^{-۵}، ۱۰^{-۱} میلی‌لیتر روی سطح محیط کشت GPA ریخته شده و با استفاده از میله شیشه‌ای L شکل بر سطح محیط کشت پخش می‌شود. پلیت‌ها در دمای $25^{\circ}\text{C} \pm 3^{\circ}\text{C}$ به مدت ۴۸ تا ۷۲ ساعت گرمخانه‌گذاری می‌شوند. پس از پایان مدت گرمخانه‌گذاری، حتی یک کلنی نباید بر روی محیط کشت GPA مشاهده شود (سازمان ملی استاندارد، ۱۳۹۶).

دلایل نیاز به تلقیح ریزوبیومی

ضرورت تلقیح لگوم با ریزوبیوم فقط با آزمایشات دقیق قابل اثبات است. با این حال از دلایل نیاز به تلقیح ریزوبیومی برای یک لگوم خاص می‌توان به نبود باکتری‌های ریزوبیوم اختصاصی در خاک، جمعیت کم، عدم کارایی باکتری‌های بومی در ایجاد رابطه همزیستی، از بین رفتن باکتری یا کارایی آن در اثر عوامل همچون شوری و خشکی‌های طولانی‌مدت و یا باکتریوفاژها و یک لگوم یا واریته جدید که قبلاً در آن مکان سابقه کشت نداشته اشاره کرد. گزارش شده که اگر جمعیت باکتری

برای انجام آزمون گره‌زایی از ظرف لئونارد^{۱۱} استفاده می‌شود. در قسمت پایین ظرف لئونارد، محلول غذایی فاقد نیتروژن و در قسمت بالا، ماسه اسید شویی شده ریخته و انتهای آن با پنبه مسدود می‌شود. ارتباط این دو قسمت با استفاده از فتیله مناسب برقرار و سپس به مدت یک ساعت در اتوکلاو با دمای 121°C استریل می‌شود. در شکل ۳ طرح شماتیک از ظرف لئونارد نشان داده شده است. بذور گیاه لگوم موردنظر با ریزوبیوم تلقیح می‌شود. برای کنترل کیفی هر کود ریزوبیومی، ۱۰ عدد ظرف لئونارد در نظر گرفته می‌شود. همچنین ۱۰ عدد ظرف لئونارد نیز به‌عنوان شاهد (کشت بذور گیاه لگوم بدون تلقیح) در نظر گرفته می‌شود. ظروف لئونارد در گلخانه با نور مناسب ۱۶ ساعت روز و هشت ساعت شب و دمای $18-28^{\circ}\text{C}$ به مدت چهار تا شش هفته نگهداری و در پایان، وجود و یا عدم وجود گره بر روی ریشه بررسی می‌شود. وجود گره در ریشه گیاهان تلقیح شده حاکی از کارایی کود زیستی موردنظر در ایجاد گره می‌باشد. در این آزمایش، ظرف لئونارد شاهد، می‌بایستی فاقد گره باشد (سازمان ملی استاندارد، ۱۳۹۶).



شکل ۳- تصویر شماتیک ظرف لئونارد

¹²- Glucose Pepton Agar (GPA)

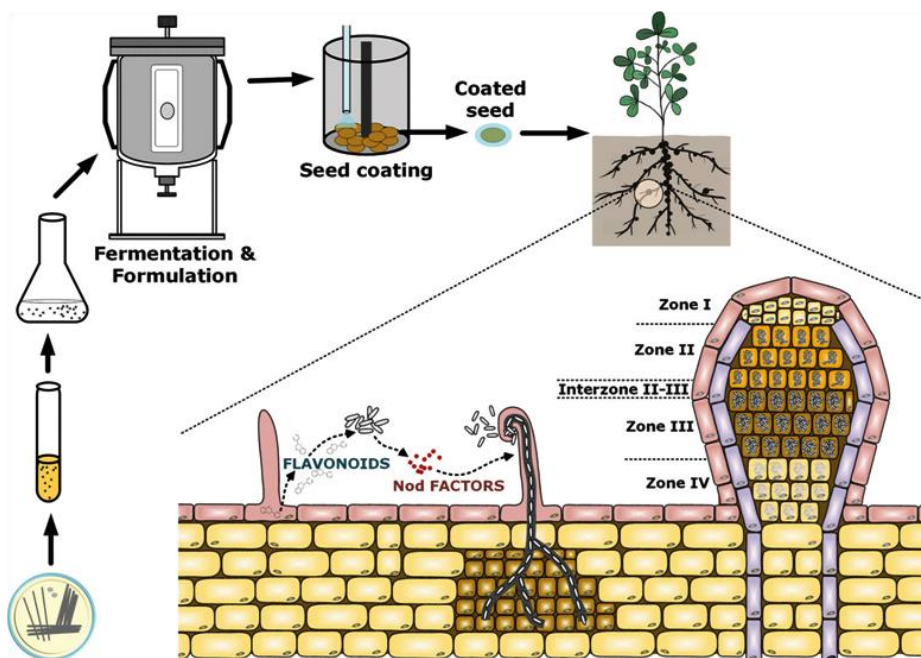
¹¹ - Leonard Jar

احتمال غیر مؤثر شدن آن‌ها وجود دارد (درو و همکاران، ۲۰۱۲).

حامل‌های مناسب برای تهیه کودهای زیستی ریزوبیومی

حامل، عبارت است از ترکیبی که قادر باشد ریزجاندار مورد نظر در مایه تلقیح یا کود زیستی را در یک جمعیت معین تا زمان مصرف نگهداری نماید. برای این منظور، یک حامل مناسب می‌بایستی دارای ظرفیت نگهداری رطوبت بالا و همچنین توان تأمین اکسیژن، ظرفیت بافوری برای تنظیم اسیدیته، ظرفیت تبادل کاتیونی یا آنیونی، غیر سمی بودن برای باکتری ریزوبیوم، قابلیت استریل شدن آسان توسط اتوکلاو یا اشعه گاما، قابلیت دسترسی آسان، قیمت کم و قابلیت چسبیدن به سطح بذر را داشته باشد. رطوبت مناسب برای حامل در حدود ۶۰-۴۰ درصد است. برای هوادهی کافی، استفاده از نایلون-های پلی اتیلنی با ضخامت ۰/۵-۰/۲ میلی‌متر مناسب است. تورب ماده مناسبی برای تهیه حامل‌ها می‌باشد اما به دلیل فقدان تورب مناسب در غالب کشورها از جمله ایران، مواد گوناگونی خاک اره، برگ و الیاف خرما، ملاس نیشکر، چوب بلال ذرت، سبوس و کاه و کلش گندم و برنج، آرد حبوبات؛ مواد معدنی همانند ورمی‌کولیت، پرلیت، بنتونیت، ماسه و گچ و مواد کربنی همچون زغال چوب، زغال سنگ و لیگنیت مورد آزمایش قرار گرفته‌اند. در ایران، پرلیت به علت وفور و قیمت پایین، به‌عنوان حامل برای تهیه مایه تلقیح پودری توصیه شده و مورد مصرف دارد. در شکل شماتیک ۴، چرخه زندگی باکتری ریزوبیوم از خاک تا تلقیح به گیاه ارائه شده است (دیکنزو و همکاران، ۲۰۱۸).

ریزوبیوم کمتر از ۱۰۰ سلول باکتری در گرم خاک باشد تلقیح می‌تواند مفید باشد (کاتروکس و همکاران، ۲۰۰۱). تلقیح هشت نوع لگوم در خاک‌های با ۱۰ تا ۱۰۰ سلول بر گرم خاک، مثبت و مؤثر گزارش شده است. به‌هرحال توصیه‌شده که برای موفقیت تلقیح باکتری‌های مؤثر و کارا با جمعیت بالا مورد نیاز است تا امکان رقابت با انواع غیر مؤثر بومی فراهم شود (دیگر و همکاران، ۲۰۰۴). در هنگام مصرف ممکن است مایه تلقیح به قطعات ماشین-های کارنده چسبیده شود که در اینجا نقش مواد چسباننده قوی روشن می‌شود (دیگر و همکاران، ۲۰۰۴). در خاک-های با pH اسیدی و یا در مواقعی که کود سوپرفسفات مصرف می‌شود برای محافظت از باکتری، پوشاندن سطح بذر تلقیح شده با کربنات کلسیم خیلی ریز توصیه شده است. کاتروکس و همکاران (۲۰۰۱) در یک مقاله مروری با عنوان روند تولید مایه تلقیح‌های ریزوبیومی و کاربرد آن گزارش دادند که به علت کیفیت نسبی پایین مایه تلقیح‌های تولیدی، ۹۰ درصد تلقیح‌های صورت گرفته هیچ تأثیری بر بهره‌وری لگوم‌های تلقیح شده نداشته است. حتی اگر مایه‌تلقیح هم کیفیت مطلوبی داشته باشد ولی باکتری ریزوبیوم عامل محدودیت نباشد باز هم تلقیح تأثیر نخواهد داشت. گزارش شده که در طی مدت ۱۰۰ سال از کشت لگوم‌ها در استرالیا هم‌اکنون خاک‌ها، حاوی جمعیت قابل توجهی از باکتری‌های ریزوبیوم هستند که قادرند در لگوم‌های کشت‌شده، گره ریزوبیومی تشکیل دهند. در هر حال در مناطقی که باکتری‌های ریزوبیوم توسط انواع بومی خاک تأمین می‌شود علیرغم اینکه ممکن است دارای تنوع زیادی باشند ولی به‌مرور زمان



شکل ۴- چرخه زندگی باکتری ریزوبیوم از خاک تا تلقیح به گیاه (دیکنز و همکاران، ۲۰۱۸)

عربی^{۱۳} کربوکسیل-متیل سلولز، سلوفاز A (متیل سلولز)، پلی وینیل پیرولیدون^{۱۴}، روغن‌های گیاهی و محلول شکر ۲۰ درصد باشد (مینا و همکاران، ۲۰۱۷؛ دیگر و همکاران، ۲۰۰۴). در انواع مایه تلقیح به شکل مایع معمولاً به ماده چسباننده نیازی نیست. اختلاط، بذرها با مایه تلقیح، در سایه و دور از نور خورشید انجام می‌شود، زیرا نور خورشید باعث از بین رفتن باکتری ریزوبیوم می‌شود. نحوه اختلاط بذر، ماده چسباننده و مایه تلقیح با توجه به سطح کشت و یا مقدار بذر مورد نظر متفاوت خواهد بود. در حدود یک تا دو هکتار را می‌توان به روش تلقیح دستی و در پلاستیک‌های خیرای انجام داد بدین شکل که ابتدا بذر و ماده چسباننده با هم مخلوط و پس از به هم زدن کافی، مایه تلقیح نیز اضافه خواهد شد. پس از اختلاط کامل، بذور تلقیح شده قبل از کاشت، در سایه پهن شده و حدود یک ساعت هوادهی انجام می‌شود. در صورتی‌که سطح زیر کشت بیش از دو هکتار باشد به علت حجم زیاد بذور می‌توان از کارنده‌ها استفاده کرد و مایه تلقیح، محلول چسباننده و بذور را در مخازن

روش‌های مصرف و نکات لازم در به‌کارگیری کودهای

زیستی ریزوبیومی

کودهای زیستی ریزوبیومی به اشکال مایع، پودری، گرانول، چیپس یا پودرهای فریز-خشک، فرموله شده و معمولاً به‌صورت آغشته کردن با بذر و در مواردی به‌صورت تلقیح خاکی هم مصرف می‌شوند. در طرح‌های پژوهشی جمعیت باکتری‌ها معمولاً به‌صورت تعداد باکتری در میلی‌لیتر یا گرم مایه تلقیح به ازای هر بذر گزارش می‌شود. در انواع تجاری برحسب کیلوگرم یا گرم برای انواع مایه تلقیح جامد و میلی‌لیتر یا لیتر برای انواع مایع توصیه می‌شود. نحوه مصرف کودهای زیستی در گزارشات مختلف، متفاوت است. همچنین کشاورزان در کشورهای مختلف، روش‌های مختلفی را بکار می‌برند که البته اثربخشی آن نیز متفاوت است. در مایه تلقیح‌های بر اساس حامل پیت در انواع مایه تلقیح به شکل جامد و پودری که چسبندگی به سطح بذر کم است (همانند پرلیت) نیاز است که قبل از تلقیح، سطح بذر با محلول یا ماده چسباننده مناسب آغشته و سپس مایه تلقیح به آن اضافه می‌شود. مواد چسباننده مورد استفاده شامل صمغ

¹³ - Arabic gum

¹⁴ - Polyvinylpyrrolidone

حداکثر ۱۰۰ کیلوگرم بذر برای لگوم‌های با بذر ریز مانند یونجه و شبدر یک کیلوگرم و برای لگوم‌های با بذر متوسط همانند عدس، ماش، ماشک و خلر ۴۰۰ و برای انواع بذر درشت همانند باقلا، نخود، بادام‌زمینی و لوبیا، ۲۰۰ کیلوگرم مایه تلقیح توصیه شده است.

در ایران مقادیر مایه تلقیح ریزوبیوم برای لگوم‌های مختلف دو کیلوگرم در هکتار توصیه شده است. در شکل ۵ دو نمونه کود زیستی ریزوبیوم تولید ایران و تحت لیسانس مؤسسه تحقیقات خاک و آب نشان داده شده است.



شکل ۵- مایه تلقیح ریزوبیوم ویژه لوبیا و نخود تولید ایران تحت لیسانس مؤسسه تحقیقات خاک و آب

مخصوص ریخته تا پس از اختلاط، عملیات کاشت انجام شود. در مواردی بذرها توسط مایه تلقیح، پیش تلقیح شده و با یک ماده پوشاننده سطح بذر تلقیح شده پوشانده می‌شود. در هنگام تلقیح و یا انتقال و نگهداری مایه تلقیح، از قرار دادن آن در محیط گرم و یا مقابل نور خورشید خودداری شود. همچنین از اختلاط مایه تلقیح با هرگونه مواد و کودهای شیمیایی می‌بایستی خودداری شود.

جمعیت استاندارد مایه تلقیح ریزوبیوم در استرالیا ۱۰^۹ سلول در گرم یا میلی‌لیتر مایه تلقیح است. مقدار مایه تلقیح ریزوبیوم توصیه شده در استرالیا به ازای

۵. وجود مشکلات در تجاری‌سازی از جمله نیاز به تجهیزات و ملاحظات خاص و هزینه بالای ایجاد آن.
۶. کاهش تعداد ریزوبیوم‌ها در حین انتقال و ذخیره‌سازی به دلایل حساسیت به شرایط محیطی از جمله دما.
۷. خشک شدن مایه تلقیح در سطح بذر.
۸. تماس با کودها و سموم، در هنگام استفاده بر روی بذر.
۹. عدم رعایت نکات فنی در فرآیند، توزیع و نگهداری محصول تولیدی از طرف برخی تولیدکنندگان و در نتیجه کیفیت پایین کود زیستی به دلایل مختلف.

محدودیت‌های تولید و مصرف کودهای زیستی ریزوبیومی در ایران

محدودیت‌های تولید و مصرف کودهای زیستی ریزوبیومی در ایران به شرح زیر است:

۱. وفور و قیمت کم کودهای شیمیایی.
۲. سابقه طولانی مدت مصرف کودهای شیمیایی و اعتماد بیشتر کشاورزان به اثرگذاری مثبت و معنی‌دار این کودها.
۳. سابقه کم مصرف کودهای زیستی و در نتیجه توان رقابت ضعیف با کودهای شیمیایی.
۴. عدم ارتباط مناسب بین بخش پژوهش، تولید و ترویج کشاورزی.

۱۰. عدم قطعیت، کارایی و اثربخشی مایه تلقیح‌ها به دلایل مختلف.

پتانسیل‌ها، فرصت‌ها و چشم‌انداز تولید و مصرف کودهای زیستی ریزوبیومی در ایران

سطح زیر کشت ۱/۵ میلیون هکتار لگوم‌ها در ایران، پتانسیل خوبی برای تولید و مصرف کودهای زیستی حاوی باکتری‌های ریزوبیومی می‌باشد. وجود زیرساخت‌های لازم در بخش خصوصی برای تولید کودهای زیستی ریزوبیومی، وجود متخصصین مربوطه و دانش‌های فنی در این زمینه نیز فرصت و پتانسیل خوبی است. خوشبختانه مسئولین و دست‌اندرکاران امر به اهمیت تولید محصول سالم و همچنین لزوم حفظ محیط‌زیست واقف بوده بطوریکه چشم‌انداز این موضوع را امیدوارکننده‌تر می‌نماید. همچنین فرهنگ مصرف محصولات ارگانیک در بین مردم در حال افزایش است و این مسئله در اسناد ملی و بالادستی نیز منعکس شده است. در سند چشم‌انداز ۲۰ ساله جمهوری اسلامی ایران نیز کسب فناوری زیستی و تأمین امنیت غذایی کشور با تأکید بر تولید از منابع داخلی و خودکفایی در محصولات اساسی کشاورزی اشاره شده است.

راهکارهای پیشنهادی برای توسعه پژوهش، تولید و مصرف کودهای زیستی حاوی باکتری‌های ریزوبیومی

برای توسعه پژوهش، تولید و مصرف کودهای زیستی حاوی باکتری‌های ریزوبیومی راهکارهای زیر پیشنهاد می‌شود:

۱. بررسی وضعیت باکتری‌های ریزوبیوم همزیست با لگوم‌های قابل کشت در مناطق مختلف از نظر وجود و یا عدم وجود در خاک مزارع مورد نظر.
۲. بررسی امکان کشت لگوم‌های متناسب با شرایط اقلیمی در مناطقی که سابقه کشت لگوم ندارند

و اقدام به تلقیح با سویه‌های مؤثر باکتری‌های ریزوبیوم.

۳. انجام پژوهش‌ها بنیادی در رابطه با باکتری‌های

بومی و بررسی موضوع رقابت با انواع وارد شده به خاک.

۴. انجام پژوهش در زمینه بیوتکنولوژی ریزجانداران به منظور افزایش کارایی همزیستی ریزوبیوم-لگوم.

۵. تأکید رسانه‌های ارتباط جمعی بر مزایای مصرف کودهای زیستی ریزوبیومی.

پیشنهاد‌های ترویجی

سطح قابل توجهی از زمین‌های کشاورزی ایران زیر کشت لگوم‌ها بوده و همچنین سطح بسیار بیشتری نیز استعداد کشت لگوم‌ها را داشته و پتانسیل مناسبی برای بهره‌مندی از مزایای این محصولات مهم چه از نظر تأمین پروتئین و چه از نظر استفاده به‌عنوان کود سبز و تناوب با سایر محصولات وجود دارد. مدیریت تثبیت همزیستی ریزوبیوم-لگوم به‌عنوان یک فرآیند مهم می‌تواند قدمی در راستای کشاورزی ارگانیک باشد. استفاده از مایه تلقیح-های حاوی سویه‌های باکتری ریزوبیوم مؤثر و برتر از نظر توان تثبیت زیستی نیتروژن در کشت لگوم‌ها موجب کاهش یا عدم مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنی خواهد شد که حاصل آن، حفظ سلامت خاک، آب، گیاه، دام و در نتیجه سلامت انسان خواهد بود؛ بنابراین عملیاتی نمودن راهکارهای ارائه‌شده در این مقاله به همراه آموزش و ترویج در این زمینه برای آگاهی دادن در جهت فواید و کشت لگوم و از طرف دیگر اهمیت حبوبات در تغذیه مردم و از طرف دیگر استفاده از کود زیستی ریزوبیومی به‌عنوان تأمین‌کننده نیتروژن طبیعی برای لگوم‌ها، رهیافتی مهم می‌باشد.

فهرست منابع

۱. اسدی رحمانی، ه. ۱۳۸۴. کاهش مصرف کودهای ازتی از طریق افزایش پتانسیل تثبیت زیستی ازت در مناطق زیر کشت لوبیا. گزارش نهایی طرح پژوهشی، نشریه شماره ۱۲۲۷، مؤسسه تحقیقات خاک و آب.
۲. اسدی رحمانی، ه. ۱۳۸۹. کودهای زیستی در ایران: فرصت ها و چالش ها. اولین کنگره چالش های کود در ایران: نیم قرن مصرف کود. هتل المپیک. تهران.
۳. انصاری، م.ح.، ح.ج. شریف آزاد، ه. اسدی رحمانی، ع. حسینی. ۱۳۸۸. بررسی تاثیر کاربرد سویه های همزیست لوبیا بر رشد و عملکرد دو رقم لوبیا در منطقه کرج. پژوهش های زراعت در پژوهش و سازندگی، ۸۲: ۱-۱۰.
۴. خسروی، ه.، میرزاشاهی ک.، رمضانپور م.، کلهر م.، میررسولی ا.، ۱۳۹۴. بررسی اثربخشی برخی از جدایه های باکتری های ریزوبیومی بومی بر عملکرد باقلا در ایران. نشریه زیست شناسی خاک، ۳(۱): ۹۱-۸۳.
۵. خسروی، ه. و م.ر. رمضانپور. ۱۳۸۳. بررسی کارایی چند مایه تلقیح باکتری های ریزوبیومی بر رشد باقلا در مازندران. مجله علوم خاک و آب، ۱۸(۲): ۱۶۷-۱۶۱.
۶. خسروی، ه.، ک. خاوازی و ک. میرزا شاهی. ۱۳۸۰. استفاده از مایه تلقیح باقلا به جای کود شیمیایی اوره در منطقه صفی آباد دزفول. مجله خاک و آب، ۱۲: ۱۶۲-۱۴۶.
۷. راعی، ی.، م. صدقی، ر. سید شریفی. ۱۳۸۷. آثار تلقیح برادی ریزوبیوم، کاربرد اوره و وجین علف هرز بر روند رشد و سرعت پر شدن دانه سویا. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، ۴۳ (الف): ۹۱-۸۱.
۸. رجالی، ف. و ن. صالح راستین. ۱۳۷۵. بررسی تغییرات جمعیت باکتری های ریزوبیومی تریفولی و نیاز به تلقیح آن در چند ایستگاه زیر تناوب برنج-شیدر در استان مازندران. پنجمین کنگره علوم خاک ایران، ۱۳-۱۰ شهریور ۱۳۷۵ کرج، ایران.
۹. سازمان ملی استاندارد، ۱۳۹۶. کودهای بیولوژیک حاوی باکتری های ریزوبیوم- ویژگی ها و روش های آزمون. استاندارد شماره ۲۲۳۰۲.
۱۰. سیستانی، ه. ۱۳۷۱. طرح بررسی تاثیر باکتری های ریزوبیومی ملیوتی بر روی عملکرد محصول یونجه. نشریه شماره ۸۴۸، مؤسسه تحقیقات خاک و آب. ۲۳ صفحه.
۱۱. طاهرخانی، م.، ق. نور محمدی، م.ج. میرهادی، ح. شریف آباد، ا. شیرانی راد. ۱۳۸۸. ارزیابی تاثیر تلقیح سویه های مختلف باکتری *Rhizobium leguminosarum* bv. *Phaseoli* در تثبیت نیتروژن در ارقام مختلف لوبیا. مجله دانش نوین کشاورزی، ۱۴: ۳۶-۲۳.
۱۲. عبدی، س. م. تاجبخش. ب. عبدالهی مند ولکانی، م.ح. رسولی صدقیانی. ۱۳۹۱. بررسی اثرکود سبز بر میزان ماده آلی و نیتروژن خاک. مجله دانش زراعت، سال پنجم، شماره ۷: ۱۴۴-۱۲۷.
۱۳. فلاح، ا.، م. مظاهری، ع. گرامی. ۱۳۷۹. مقایسه شیدر برسیم و کود ازت در عملکرد برنج. دومین همایش ملی استفاده بهینه از کود و سم در کشاورزی، بهمن ۱۳۷۹- کرج.
۱۴. وزارت جهاد کشاورزی. ۱۳۹۹. آمارنامه کشاورزی؛ جلد اول: محصولات زراعی.
15. Baddeley, J.A., S. Jones, C.F.E. Topp, C.A. Watson, J. Helming, F.L. Stoddard. 2014. Biological nitrogen fixation (BNF) in Europe. Legume Futures Report1.5. Available from www.legumefutures.de.
16. Beck, D.P., Materon, L.A. and Afandi, F. 1993. Practical Rhizobium- legume technology manual. ICARDA. Technical Manual No. 19.

17. Burkert, A., M. Bagayoko, S. Alvey and A. Bationo. 2001. Causes of legume-rotation effects in increasing cereal yields across the Sudanian, Sahelian and Guinean zone of West Africa. W. J. Horst et al. (Eds), Plant nutrition. Food security and sustainability of agro-ecosystems. Pp. 972~973.
18. Catroux G., Hartmann A., C. Revellin. 2001. Trends in rhizobial inoculant production and use. Plant and Soil, 230: 21–30.
19. Clúa J., Carla Roda, María Eugenia Zanetti ID and Flavio A. Blanco. 2018. Compatibility between Legumes and Rhizobia for the Establishment of a Successful Nitrogen-Fixing Symbiosis. Genes, 9, 125; doi: 10.3390/genes9030125.
20. Deaker R., R.J. Roughley, I.R. Kennedy. 2004. Legume seed inoculation technology—a review. Soil Biology & Biochemistry 36 () 1275–1288
21. diCenzo G. C., Maryam Zamani, Alice Checcucci, Marco Fondi, Joel S. Griffiths, 2019. Turlough M. Finan, and Alessio Mengoni. 2018. Multidisciplinary approaches for studying rhizobium–legume symbioses. Can. J. Microbiol., 65: 1-33.
22. Drew E., David Herridge, Ross Ballard, Graham O’Hara, Rosalind Deaker, Matthew Denton, Ron Yates, Greg Gemell, Elizabeth Hartley, Lori Phillips, Nikki Seymour, John Howieson and Neil Ballard. 2012. Inoculating Legumes: A Practical Guide. Grains Research and Development Corporation, Australia, 77 pages.
23. Herridge D.F., M.B Peoples, D.F. Robert and M. Boddey. 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. Plant and Soil, 311:1–18.
24. Kuykendall, L.D. 2015. Rhizobiales. Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria, Published by John Wiley & Sons, Inc, in Association with Bergey's Manual Trust. 17:1-33.
25. Liu Y., Lianhai Wu, J.A. Baddeley, C.A. Watson. 2011. Models of biological nitrogen fixation of legumes. A review. Agron. Sustain. Dev. 31:155–172.
26. Lupwayi N. Z., George W. Clayton & Wendall A. Rice. 2008. Rhizobial Inoculants for Legume Crops. Journal of Crop Improvement. 15:2, 289-321
27. Meena V. S., Mishra P. K., Bisht J.K. and Pattanayak A. 2017. Agriculturally Important Microbes for Sustainable Agriculture Springer Nature Singapore Pte Ltd. 374 pages.
28. Odhiambo, J.J.O., B.O. John Ogola and T. Madzivhandila. 2010. Effect of green manure legume legume - maize rotation on maize grain yield and weed infestation levels. African Journal of Agricultural Research, 5(8): 618-625.
29. Pommeresche & Hansen (2017): Examining root nodule activity on legumes. FertilCrop Technical Note. Download at www.fertilcrop.net.
30. Pueppke, S.G. and W.J. Broughton. 1999. Rhizobium sp. strain NGR234 and R. fredii USDA257 share exceptionally broad host ranges. Mol. Plant Microbe Interact. 12: 293–318.
31. Spalink H.P., A. Kondorosi, P.J.J. Hooykaas. 1998. The Rhizobiaceae (Molecular biology of model plant- associated bacteria). Kluwer academic publishers. Netherlands, 566 p.
32. Zahran, H.H. (1999). Rhizobium-legume symbiosis and nitrogen fixation under severe conditions and in an arid climate. Microbiology and Molecular Biology Reviews, 63(4): 968-989.

چالش‌ها و محدودیت‌های منابع خاک و اراضی در ایران

حسین اسدی، حسین بشارتی^۱ و منوچهر گرجی

دانشیار، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، کرج، ایران.

ho.asadi@ut.ac.ir

استاد، موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.

hbesharati@swri.ir

استاد، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، کرج، ایران.

mgorji@ut.ac.ir

چکیده

کشور ایران با قرار گرفتن در محدوده خشک و نیمه‌خشک جهان و نیز با توجه به شرایط زمین‌شناسی و پستی و بلندی، دارای محدودیت‌های متنوع و گسترده‌ای در منابع خاک و اراضی می‌باشد. این محدودیت‌ها با بهره‌برداری‌های غیراصولی و فشرده در طی چند دهه گذشته، موجب ایجاد چالش‌های فراوانی برای این منابع پایه و در نتیجه به خطر افتادن امنیت غذایی و سلامت جامعه شده است. در این مقاله، ضمن بیان مختصر اهمیت و کارکردهای خاک، وضعیت فعلی و مهم‌ترین چالش‌ها و محدودیت‌های منابع خاک کشور تبیین شده است. بر اساس اطلاعات و داده‌های موجود، فرسایش آبی و بادی خاک مهم‌ترین عامل تخریب خاک در ایران است که دارای پیامدهای اقتصادی، اجتماعی و محیطی فراوان و گسترده‌ای است. فرسایش خاک به شکل‌های مختلف بادی و آبی در گستره ایران در همه کاربری‌ها وجود دارد. فرسایش‌های سطحی اغلب در دیمزارها و مراتع تخریب شده بسیار معمول می‌باشد. در حالی که فرسایش‌های عمقی (آبکندی و کناره‌ای) نقش غالب و اصلی را در تلفات کل خاک و رسوبدهی حوضه‌ها دارند. کم‌ترین مقدار متوسط فرسایش خاک برآورد شده در کشور، خیلی بیش‌تر از حد قابل تحمل خاک و توان خاکساز می‌باشد. مهم‌ترین عامل تخریب خاک در اراضی فاریاب، شورشدن خاک است. دست‌کم بیش از ۵۰ درصد اراضی تحت کشت آبی کشور با مشکل فزاینده شوری مواجه هستند. تغییر کاربری اراضی را شاید بتوان مهم‌ترین و اضطراب‌آورترین چالش منابع خاک کشور به‌ویژه اراضی حاصلخیز کشاورزی دانست که دارای پیامدهای منفی اقتصادی، اجتماعی، فرهنگی و امنیتی می‌باشد. کمبود کربن آلی و کاهش توان تولیدی منابع خاک از محدودیت‌های مهم کیفیت اراضی کشاورزی می‌باشد که امنیت و سلامت غذایی کشور را به‌شدت تهدید می‌کنند. تخریب منابع خاک کشور، نه تنها کارکرد تولیدی و زیست‌محیطی آن را تحت تأثیر قرار داده، بلکه ظرفیت اراضی و سرزمین را برای مقابله و سازگاری با تغییر اقلیم، وقوع خشک‌سالی و سیل نیز به‌شدت کاهش داده است. وقوع سیلاب‌های شدید با تواتر بیشتر از دوره بازگشت رخدادهای بارندگی و نیز خشک‌سالی‌های شدیدتر از نشانه‌های این روند می‌باشند.

واژه‌های کلیدی: تخریب خاک، کاهش کربن آلی، تغییر کاربری اراضی، شوری خاک، فرسایش خاک

^۱ - آدرس نویسنده مسئول: موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.

مقدمه

کمبود آب (شرب و کشاورزی)، وقوع سیلاب، کمبود انرژی، کمبود غذا و آلودگی (هوا، خاک و آب) از مهم‌ترین مسائل فعلی بشر در سطح جهانی هستند. این پنج مشکل متأثر از و اثرگذار بر پدیده نوظهورتر گرمایش زمین و تغییر اقلیم می‌باشند. این مشکلات به یکدیگر وابسته بوده و در همه جای دنیا گسترده هستند و راه‌حل آن‌ها پیچیده و مشکل است. نیاز به تأمین غذا و فراهم نمودن آب برای بیش از نه میلیارد نفر در جهان در سال ۲۰۵۰ میلادی، مستلزم تأمین این دو به میزان کافی و با کیفیت سالم است. همین‌طور تأمین انرژی ارزان و قابل‌اطمینان با تضمین حداقل اثر بر اقلیم، وابسته به فراهم نمودن پیوسته انرژی و جایگزین‌های آن است به گونه‌ای که منجر به افزایش گازهای گلخانه‌ای نشود. همه این امور بر خدمات زیست-بوم‌ها و تداوم چالش حفظ تنوع زیستی دنیا اثرگذار خواهند بود. بررسی دقیق و تحلیل این مسائل محیط‌زیستی و چالش‌های جهانی نشان می‌دهد که خاک نقش مهمی در رفع، مواجهه یا سازگاری با آن‌ها بازی می‌کند و تخریب آن ممکن است اثرات زیانبار شدیدی در پی داشته و امنیت جهانی را بیش از هر عامل دیگر به خطر اندازد. سازمان ملل (۲۰۲۰)، دانش خاک را برای دستیابی به اهداف توسعه پایدار ملل متحد ضروری می‌داند. دست‌کم ۱۱ هدف از اهداف توسعه پایدار به‌طور مستقیم یا به‌واسطه تولید محصول به ویژگی‌های خاک وابسته بوده و دستیابی به آن‌ها مستلزم درک ویژگی‌ها و فرایندهای خاک در مقیاس‌های ملی و منطقه‌ای است (لل و همکاران، ۲۰۲۱). برای اجتناب از تخریب بیش‌تر اراضی و کمک به دستیابی به اهداف توسعه پایدار، شناخت وضعیت و چالش‌های فعلی منابع خاک و ارائه راهکارهای مناسب برای احیاء خاک‌های تخریب‌شده و مدیریت پایدار آن امری ضروری است.

سازمان خوار و بار جهانی به‌طور کلی ۱۱ کارکرد/خدمات مختلف برای خاک قائل است. این کارکردها شامل، تأمین غذا، الیاف و سوخت از طریق حمایت از رشد گیاه، توقف کرین در خاک، تصفیه آب و

کاهش آلاینده‌ها، تعدیل اقلیم، چرخه عناصر غذایی، زیستگاه جانداران، مهار سیل، خواستگاه منابع ژنتیکی و دارویی، زیربنای سازه‌های انسان‌ساخت، تأمین مصالح ساختمانی و حفاظت میراث فرهنگی هستند. خدمات و کارکردهای خاک در چهار گروه حمایتی، تدارکاتی، تنظیمی و فرهنگی دسته‌بندی می‌شوند. برای خاک نقش حمایتی عموماً مرتبط با فراهم نمودن حمایت از گیاهان، تأمین نیازهای تغذیه‌ای گیاهان و ذخایر ژنتیکی است. اثر بر چرخه هیدرولوژی و دفن بقایا و زباله‌ها به‌عنوان خدمات تنظیمی خاک هستند. گودبرداری خاک برای مصالح ساختمانی مثالی از خدمات تدارکاتی است، درحالی‌که ارزش روحی، محافظت از آثار باستانی و میراث فرهنگی از خدمات فرهنگی خاک می‌باشد (مک‌برتنی و همکاران، ۲۰۱۴).

بر اساس آمارهای جهانی مساحت کل اراضی دنیا حدود ۱۴ میلیارد هکتار است که حدود ۳۰/۷ درصد (چهار میلیارد هکتار) جنگل و حدود ۴/۸ تا ۵ میلیارد هکتار اراضی کشاورزی است. حدود ۶۰ درصد کل زمین‌های کشاورزی جهان در ۲۰ کشور پر جمعیت دنیا قرار دارد که نزدیک به ۷۰ درصد جمعیت جهان را در خود جای داده‌اند. آمریکا و روسیه به ترتیب ۴/۵ و ۲ درصد جمعیت جهان را دارند، اما به ترتیب ۱۱/۵ و ۸/۷ درصد از اراضی کشاورزی دنیا را در اختیار دارند. سرانه اراضی کشاورزی در آمریکا و روسیه به ترتیب ۰/۵۲، ۰/۸۶ هکتار می‌باشد. در مقابل، چین و هند به ترتیب با ۱۹/۲ و ۱۷/۶ درصد جمعیت جهان، حدود ۸ و ۱۱/۳ درصد زمین‌های کشاورزی دنیا را دارا بوده و کم‌ترین سرانه اراضی را دارند. در چین سرانه اراضی از ۸۰۰ مترمربع تجاوز نمی‌کند (سعیدنیا، ۱۳۹۴). بررسی روند تغییر مقدار سرانه زمین کشاورزی در دنیا در ۵۰ سال گذشته، بیانگر کاهش آن از حدود ۰/۴۵ به ۰/۲۲ هکتار یعنی به کمتر از نصف است.

ایران هجدهمین کشور وسیع دنیا است، اما از نظر خاک به‌ویژه خاک مناسب کشاورزی چنین جایگاهی را ندارد. از ۱۶۵ میلیون هکتار وسعت کشور، تنها حدود ۷۹

میلیون هکتار سطح کشور پوشیده از خاک است (روزیطلب و همکاران، ۲۰۱۸) که از این مقدار حدود ۱۸/۵ میلیون هکتار در چرخه تولید محصولات کشاورزی قرار دارد. اراضی زیرکشت آبی که حدود ۹۰ درصد محصول کشور در آن‌ها تولید می‌شود، حدود هشت میلیون هکتار است. نکته قابل توجه این است که ۶/۸ میلیون هکتار از این ۸ میلیون هکتار، دارای محدودیت‌های مختلف (از جمله شوری، سنگریزه‌دار بودن، کم عمقی) بوده و تنها ۱/۲ میلیون هکتار از اراضی آبی کشور فاقد هرگونه محدودیتی است. از ۱۰/۵ میلیون هکتار اراضی دیم نیز سالانه حدود ۴/۲ میلیون هکتار به‌صورت آیش باقی می‌ماند (موسسه تحقیقات خاک و آب، ۱۳۹۳). جمعیت ایران حدود ۱/۱ درصد جمعیت جهان و سطح کل اراضی کشاورزی آن کمتر از ۰/۴ درصد از اراضی کشاورزی دنیا است. در حال حاضر، سرانه اراضی کشاورزی در ایران بر اساس اراضی در چرخه تولید، حدود ۰/۱۶ هکتار است. همین منابع اندک خاک به شکل‌های گوناگون از نظر کمی و کیفی دارای روند قهقراپی است. فرسایش خاک، تغییر کاربری اراضی حاصلخیز، گسترش شوری، کاهش بنيه حاصلخیزی، فقر مواد آلی، روش‌های نامناسب شخم و عملیات زراعی، فقدان قوانین و ضوابط جهت استفاده مناسب و جلوگیری از تخریب و آلودگی خاک، ورود آلاینده‌ها به خاک و اثرات ناشی از تغییر اقلیم، از جمله مسائلی هستند که کمیت و کیفیت منابع خاک را تهدید می‌کنند.

وضعیت فرسایش خاک در ایران

فرسایش آبی خاک و رسوب‌دهی: با وجود تلاش‌های فراوان، در مورد میزان فرسایش خاک در کشور اتفاق نظر وجود ندارد. کارشناسان در اواخر دهه ۱۳۴۰ و اوایل دهه ۱۳۵۰ معتقد بودند که میزان هدررفت سالانه خاک در اثر فرسایش در کشور بین ۶۰۰ میلیون تا یک میلیارد تن است (به نقل از باخت، ۱۳۵۲). بر مبنای نخستین نقشه فرسایش خاک که با مقیاس ۱:۵۰۰۰۰۰۰ توسط یونسکو با همکاری فائو و برنامه محیط‌زیست سازمان ملل در سال ۱۹۸۰، برای خاورمیانه و شمال آفریقا تهیه شد، شاهیوی

(۱۳۶۸) درصد مساحت کلاس‌های مختلف این نقشه را در محدوده ایران تعیین کرد. بر اساس حد وسط هر کلاس، میزان کل هدررفت خاک کشور ۳/۲ میلیارد تن (معادل حدود ۲۰ تن در هکتار) در سال خواهد بود. جلالیان و همکاران (۱۳۷۳) بر مبنای آمار رسوب‌سنجی در ۲۴ زیر حوضه با مساحتی بالغ بر ۷۳ میلیون هکتار و تحلیل آمار و داده‌ها بر مبنای سال‌های کم‌باران و پر باران، میانگین رسوب‌دهی ویژه را ۷/۵ تن در هکتار در سال و فرسایش خاک در این حوضه‌ها را حدود ۲۵ تن در هکتار در سال برآورد کردند. عرب‌خدری (۱۳۸۴) بر اساس آمار رسوب‌دهی معلق ۲۰۹ ایستگاه رسوب‌سنجی در سطح کشور، میانه رسوب‌دهی ویژه معلق کشور را ۲/۱۴ تن در هکتار در سال و میزان فرسایش خاک کشور را بدون احتساب بار بستر، بالغ بر یک میلیارد تن در سال (حدود ۶ تن در هکتار در سال) برآورد کردند. با تهیه نقشه میزان فرسایش در سطح کشور با کاربرد مدل EPM، متوسط فرسایش خاک ۶/۹ تن در هکتار در سال و مقدار کل فرسایش ۱/۱۳ میلیارد تن برآورد گردید (پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری، ۱۳۸۶).

عرب‌خدری (۱۳۹۳) با تحلیل داده‌های جمع‌آوری شده از اندازه‌گیری و تخمین فرسایش خاک و رسوب‌دهی کشور، مقدار کل فرسایش از سطح کشور را حدود یک میلیارد تن در سال و یا به‌طور متوسط، شش تن در هکتار برآورد کردند. ایشان سهم فرسایش سطحی در کل تولید رسوب را یک سوم و بقیه رسوب تولیدی را ناشی از فرسایش‌های عمقی نظیر سازندهای حساس به فرسایش، فرسایش آب‌کندی، کنار رودخانه‌ای و رانش زمین می‌دانند. عرب‌خدری و همکاران (۱۳۹۵) برای تدقیق مقدار رسوب برآوردی، سطح کشور را به هشت منطقه همگن تفکیک کردند و با مقایسه ارقام مشاهده‌ای و برآوردی رسوب‌دهی و به‌دست آوردن ضریب اصلاحی، وزن کل فرسایش خاک کشور را ۸۹۵ میلیون تن در سال (معادل ۵/۵ تن در هکتار در سال) برآورد کردند. نیک‌کامی و شادفر (۱۴۰۰) آمار رسوب‌سنجی ۱۱۸ ایستگاه را مورد استفاده قرار داده، برای

رسوب تأیید می‌کند (عرب‌خدری، ۱۴۰۰). به‌عنوان نمونه، علیدوست و همکاران (۱۳۹۱) در یکی از زیرحوضه‌های ناورود در غرب استان گیلان با مساحت ۴۵۰ هکتار، میانگین سهم هر یک از منابع رسوب شامل دیواره خندق، مراتع تخریب‌شده، مراتع دارای پوشش و جنگل در تولید رسوب را به ترتیب برابر ۹۲، ۶/۵، ۱ و ۰/۵ درصد برآورد کردند.

تفاوت حدود شش برابری بین متوسط فرسایش آبی خاک کشور (دامنه حدود ۵ تا ۳۰ تن در هکتار در سال) بعد از چند دهه فعالیت ناشی از چند عامل مهم است. مهم‌ترین این عوامل عبارت‌اند از: (۱) فرسایش خاک به‌عنوان یک پدیده چند وجهی و متأثر از عوامل مختلف طبیعی و انسانی، دارای پیچیدگی زیادی است، (۲) کشور ایران کشور پهناور با تنوع بسیار زیاد در همه عوامل مؤثر بر فرسایش خاک (اقلیم، توپوگرافی، پوشش گیاهی، زمین‌شناسی و خاک، مدیریت و بهره‌برداری) است، (۳) شبکه پایش فرسایش خاک و رسوب‌سنجی کشور از نظر کمی و کیفی متناسب با سطح کشور و وضعیت فرسایش خاک نیست، (۴) نقش تحلیل و تصمیم‌کارشناسی در روش‌های موجود و مورد استفاده برای برآورد فرسایش خاک کشور، پررنگ است^۲. در هر حال، شواهد موجود در عرصه‌ها در بسیار از مناطق زاگرس و البرز، داده‌های اندازه‌گیری شده در کرت‌های فرسایش خاک و ماهیت احتمالاتی فرسایش خاک (غیر نرمال بودن توزیع آماری)، مقادیر زیاد متوسط فرسایش خاک (مثلاً ۲۰ تن در هکتار در سال یا بیشتر) را تأیید نمی‌کند. نکته مهم دیگر این است که کم‌ترین مقدار برآوردی نرخ فرسایش خاک، خیلی بیش از حد قابل‌تحمل فرسایش خاک در ایران (میزان تشکیل خاک جدید) است، چرا که با توجه به مجموعه شرایط و مطالعات جهانی (وريجن و همکاران ۲۰۰۹)، متوسط نرخ خاک‌سازی در کشور با احتمال زیاد بیش از ۰/۵ تن در هکتار در سال نیست.

تعیین درصد بار بستر از روشی تجربی بهره بردند و در نهایت با کمک داده‌های بار رسوب (بار معلق و بار بستر)، برای تهیه نقشه فرسایش خاک از مدل EPM استفاده کردند. آن‌ها میانگین رسوب‌دهی ویژه و متوسط وزنی فرسایش خاک حوضه‌های مشرف به ایستگاه‌های رسوب-سنجی را به ترتیب ۳/۳ و ۱۶ تن در هکتار در سال برآورد کردند. در این تحقیق، با تعمیم نتایج به سطح ۱۲۵ میلیون هکتار دارای فرسایش آبی، میزان فرسایش آبی کشور دو میلیارد تن در سال به‌دست آمد. در جدیدترین برآورد سراسری فرسایش خاک با مدل‌سازی، محمدی و همکاران (۲۰۲۱) با کاربرد مدل G2 در سطح کشور بر مبنای اطلاعات ورودی عمدتاً دوسنجی شده، میانگین سالانه فرسایش خاک را برای ایران ۱۶/۵ تن در هکتار (معادل ۲/۷ میلیارد تن تلفات کل سالانه) برآورد کردند. چکیده‌ای از نتایج تحقیقات و مطالعات منتشرشده در جدول ۱ آمده است.

عرب‌خدری (۱۴۰۰) داده‌های فرسایش خاک اندازه‌گیری شده در کرت و برآورد شده با سزیم ۱۳۷ و رسوب‌سنجی رودخانه‌ها در ایستگاه‌ها و مخازن بندهای کوچک و سدهای بزرگ در حدود ۱۰۰۰ محل را مورد بررسی و تحلیل قرار داده و میانه رسوب‌دهی ویژه ایستگاه‌های رسوب‌سنجی که اغلب در مناطق کوهستانی واقع شده‌اند را ۳/۳۶ تن در هکتار در سال گزارش نمود. ایشان، تلفات خاک اندازه‌گیری شده در کرت از سطح اراضی مرتعی، جنگلی و دیم‌زارها را اغلب بسیار کمتر از یک و از مارن‌ها تا ۳۵ تن در هکتار در سال بیان می‌کنند. بر این اساس و با توجه به مطالعات منشایابی رسوب، عرب‌خدری (۱۴۰۰) معتقد است سازندهای حساس، دیم‌زارهای شیب‌دار، فرسایش آب‌کندی و حرکت‌های توده‌ای، به همراه فرسایش کنار رودخانه‌ای نقش بیش‌تری در رسوب‌دهی دارند. نتایج تحقیقات اندک منشایابی رسوب نیز سهم بسیار زیاد فرسایش‌های عمقی را در تولید

^۲ -در اغلب موارد، این‌گونه به نظر می‌آید که مطالعات با قضاوت پیشین انجام شده است.

اجرای کشاورزی حفاظتی در ۴۰ کشور، بیانگر کاهش معنی‌دار میزان فرسایش خاک بود. شدت فرسایش خاک در اراضی تحت کشت در نواحی کشاورزی وسیع، همانند ایالات متحده، حدود شش تن در هکتار در سال و در اراضی وسیعی که طی قرن گذشته در شمال شرقی چین زیر کشت رفته‌اند، به‌طور متوسط ۱۵ تن در هکتار در سال و حتی بیش‌تر گزارش شده است (نیرینگ و همکاران، ۲۰۱۷). بر اساس این گزارش، اجرای عملیات حفاظت خاک، به‌ویژه شخم حفاظتی و کشت بدون شخم، متوسط نرخ فرسایش خاک را در ایالات متحده به حدود یک تن در هکتار در سال یا حتی کمتر، کاهش داده است.

بر اساس گزارش سازمان خواروبار جهانی (FAO, 2019)، برآوردهای تلفات سالانه خاک در دنیا بر مبنای کرت‌های صحرایی بین هشت تا تقریباً ۵۰ تن در هکتار در سال است که به‌طور قابل‌توجهی بیشتر از مقادیر تخمینی از مدل‌های منطقه‌ای و جهانی با مقدار بین دو تا چهار تن در هکتار در سال است. بورلی و همکاران (۲۰۱۳) متوسط سالانه پتانسیل فرسایش خاک دنیا را ۳۵ میلیارد تن در سال (با مقدار میانگین ۲/۸ تن در هکتار در سال) برآورد کردند. بر اساس این مطالعه، امریکای جنوبی، آفریقا و آسیا با مقادیر متوسط ۳/۵۳، ۳/۵۱ و ۳/۴۷ تن در هکتار در سال، بالاترین نرخ فرسایش خاک را دارند. از سوی دیگر، اثر

جدول ۱- جمع‌بندی برآوردهای موجود در زمینه برآورد فرسایش خاک و رسوب‌دهی در سطح کشور (با اصلاحات از اسدی، ۱۴۰۰)

ردیف	پژوهشگر	روش- محدوده مطالعه	تن در هکتار در سال	توضیحات
۱	باختر (۱۳۵۲)	نامشخص	متوسط فرسایش در سطح کشور بین ۳/۶ تا ۶/۰	مقدار کل فرسایش ۰/۶ تا ۱ میلیارد تن
۲	فائو (۱۹۸۰)	برآورد با USLE ساده‌شده با مقیاس ۱:۵۰۰۰۰۰	متوسط فرسایش در سطح کشور بین ۶ تا ۳۰	بر اساس کار شاهویی (۱۳۶۸) و تحلیل عرب‌خدیری (۱۳۹۳)
۳	جلالیان و همکاران (۱۳۷۳)	رسوب‌سنجی ۲۴ زیرحوضه با مساحت بالغ بر ۷۳ میلیون هکتار	رسوب‌دهی ویژه ۷/۵ و فرسایش خاک ۲۵	تحلیل آمار و داده‌ها بر مبنای سال‌های کم‌باران و پرباران
۴	عرب‌خدیری (۱۳۸۴)	رسوب‌دهی معلق ۲۰۹ ایستگاه در سطح کشور	میان رسوب‌دهی ویژه ۲/۱۴ و متوسط فرسایش خاک ۶	مقدار کل فرسایش بدون احتساب بار بستر، بالغ‌بر یک میلیارد تن در سال
۵	پژوهشکده خا ^۵ (۱۳۸۶)	نقشه فرسایش کشور با EPM.	متوسط فرسایش خاک ۶/۹	مقدار کل فرسایش ۱/۱۳ میلیارد تن
۶	عرب‌خدیری (۱۳۹۳)	بررسی داده‌های کرت، سزیم و رسوب-سنجی	متوسط فرسایش خاک ۶	سهام فرسایش سطحی در تولید رسوب یک سوم
۷	عرب‌خدیری و همکاران (۱۳۹۵)	تدقیق مقدار رسوب‌دهی معلق برآوردی و برآورد بارکف	میان رسوب‌دهی کل ۳/۵۴ و متوسط فرسایش خاک ۵/۵	مقدار کل فرسایش، ۸۹۵ میلیون تن
۸	نیک‌کامی و شادفر (۱۴۰۰)	واسنجی EPM با رسوب سنجی ۱۱۸ ایستگاه در هشت	رسوب‌دهی ویژه ۳/۳ و متوسط فرسایش خاک ۱۶	فرسایش کل ۱۲۵ میلیون هکتار، ۲ میلیارد تن
۹	محمدی و همکاران (۲۰۲۱)	مدل G2 در سطح کشور بر مبنای اطلاعات عمدتاً دورسنجی شده،	میانگین سالانه فرسایش خاک ۱۶/۵	معادل ۲/۷ میلیارد تن تلفات کل سالانه

^۵ پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری

مساحت پهنه‌های آب‌کندی مورد مطالعه تا سال ۱۳۹۴ بالغ‌بر ۱/۴ میلیون هکتار تعیین شد. آب‌کندهای ایران دارای طول متوسط ۵۱۷ متر بوده و متوسط حجم هدررفت خاک در واحد طول آب‌کندهای ایران معادل ۲۱/۲۴ متر مکعب در متر برآورد گردید (سوفی و همکاران، ۲۰۲۰). یکی از مناطق با فرسایش آب‌کندی زیاد در ایران، منطقه دشتیاری در جنوب شرق استان سیستان و بلوچستان است. متوسط میان‌مدت

فرسایش آب‌کندی (خندقی): در پروژه ملی "بررسی و طبقه‌بندی مورفوکلیماتیک خندق‌های ایران" که در فاصله سال‌های ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۴ انجام شد، تعداد ۱۷۴ پهنه آب‌کندی با مساحت بزرگ‌تر از ۵۰۰ هکتار در تمامی استان‌های ایران مورد مطالعه قرار گرفت. در این مطالعه در مجموع، تعداد ۵۲۲ آب‌کند معرف (سه آب‌کند در هر پهنه خندقی) بررسی دقیق شد (صوفی، ۱۳۹۴). مجموع

(۱۵ ساله) تلفات خاک ناشی از فرسایش آبکندی در منطقه دشتیاری حدود ۵۰ تن در هکتار در سال برآورد شده است (شرکت ایده پردازان توسعه، ۱۳۹۲). بنا به گزارش صوفی و همکاران (۱۴۰۱)، بیش‌تر آبکندهای ایران در دو کلاس کوچک (عمق کوچک‌تر از یک متر) و متوسط (عمق یک تا ۱۰ متر) قرار دارند و اغلب در اراضی زراعی دیم و مراتع و در خاک‌های با بافت لوم، لوم شنی و لوم رسی توسعه یافته‌اند. تحقیق صوفی و همکاران (۱۴۰۰) نشان می‌دهد که بیش از ۵۰ درصد از آبکندهای ایران فاقد اقدامات مدیریتی و اصلاحی هستند و اغلب اقدامات سازه‌ای نیز با هدف کنترل رسوب اجرا شده‌اند. آن‌ها اقدامات مدیریتی برای پیشگیری از ایجاد آبکند به‌ویژه در دیمزارها و رعایت اصول حفاظت خاک در طراحی و ساخت آبگذرهای جاده‌ای و راه‌های کوهستانی را ضروری می‌دانند.

فرسایش بادی خاک و گردوغبار: ایران در کمربند خشک و نیمه‌خشک جهان واقع شده و حدود ۶۰ میلیون هکتار از مساحت آن را مناطق بیابانی می‌پوشانند. مساحت ماسه‌زارهای ایران حدود ۱۳ میلیون هکتار است که شش میلیون هکتار آن را تپه‌های شنی فعال تشکیل می‌دهد (رفاهی، ۱۳۹۶). مقدار کل تلفات خاک ناشی از فرسایش بادی معادل ۳۰۴ میلیون تن در سال از مساحتی بالغ بر ۲۰ میلیون هکتار (معادل میانگین وزنی تلفات خاک حدود ۱۵ تن در هکتار در سال) برآورد شده است. استان‌های خراسان جنوبی، کرمان و سیستان و بلوچستان به ترتیب با حدود ۱۹/۵، ۱۶ و ۱۵ درصد، بالاترین سهم نسبی از کل بار رسوب بادی کشور را دارند (عظیم‌زاده و طهماسبی بیرگانی، ۱۴۰۰). مساحت اراضی با پتانسیل تولید گردوغبار در کشور بیش از ۳۰ میلیون هکتار است (دفتر ملی ستاد مقابله با گردوغبار، ۱۳۹۹). بررسی وضعیت گردوغبار در یک دوره ۲۱ ساله (۱۳۶۴-۱۳۸۴) بر مبنای اطلاعات ۱۱۲ ایستگاه هواشناسی نشان داد، تعداد کل روزه‌های غبارناک از ۱۱ روز (خلخال) تا ۳۸۳۳ روز (ایستگاه زابل و به‌طور متوسط معادل نیمی از سال) متغیر بوده است (محمدخان، ۱۳۹۶). هرچند روند یکسان افزایش

یا کاهشی گردوغبار برای کل کشور مشاهده نشد، اما برای شرق و جنوب ایران، این روند افزایشی بود.

زمین‌لغزش و سایر روش‌های هدر رفت خاک: ایران

باوجود دو رشته کوه البرز و زاگرس و واقع شدن در ناحیه فعال تکتونیکی (یمانی و همکاران، ۱۳۹۱)، خواستگاه زمین‌لغزش‌های متعددی است که تعداد آن تا بیش از ۳۲ هزار عنوان شده است (به نقل از رئیس گروه مطالعه امور زمین لغزش‌های سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور). بزرگ‌ترین زمین لغزش تاریخی جهان نیز زمین لغزش سیمره عنوان شده است که ابعاد آن بیش از ۱۵ کیلومتر در ۲۰ کیلومتر با حجمی حدود ۴۰ میلیارد مترمکعب برآورد شده است (یمانی و همکاران، ۱۳۹۱). کاردان و همکاران (۱۳۸۶) بر مبنای عکس‌های هوایی تعداد ۲۸۴۴۳ مورد انواع رخداد‌های لغزشی را تا شهریور ۱۳۸۶ در کشور شناسایی کردند. بیش‌ترین فراوانی رخدادها در دو محور شمال غرب-شمال شرق (محور البرز) و محور شمال غرب-جنوب شرق (محور زاگرس) است. خاک‌برداری‌ها و خاک‌ریزی‌های گسترده در اقدامات عمرانی نظیر جاده‌سازی، تغییر کاربری و زلزله از عوامل مؤثر بر تشدید حرکت‌های توده‌ای در ایران شناخته شده‌اند (امامی و همکاران، ۱۳۸۵ به نقل از عرب‌خدری، ۱۴۰۰).

شخم و کشت‌وکار در جهت شیب در اراضی کشاورزی به‌ویژه اراضی دیم که اغلب آن‌ها در مناطق پرشیب واقع شده‌اند، علاوه بر تشدید فرسایش آبی، منجر به باز توزیع خاک و ایجاد فرسایش شخم می‌شود. بااین‌وجود تحقیقات بسیار اندکی در این مورد انجام شده است و برآورد ملی و دقیقی از میزان جابجایی خاک و فرسایش شخم وجود ندارد. در مطالعه موردی که در توتکابن استان گیلان انجام شد (سیدالعلماء و همکاران، ۱۳۹۴)، نتایج نشان داد اختلاف ارتفاع ایجادشده بین قطعات در اثر فرسایش شخم در جهت شیب بین ۱ تا ۳/۲ متر و در جهت جانبی بین ۱ تا ۱/۳ متر است. همچنین حجم خاک جابجا شده در این دو جهت به ترتیب بین ۸ تا ۳۶ و ۵ تا ۲۲ تن در هکتار در سال برآورد گردید. ژانگ و

نشان می‌دهد، متوسط مالکیت هر یک از بهره‌برداران اراضی زراعی و باغی، برای زراعت آبی و دیم به ترتیب $3/49$ و $8/09$ هکتار و برای باغ آبی و دیم به ترتیب $1/28$ و $0/73$ هکتار می‌باشد. این در حالی است که حدنصاب فنی و اقتصادی برای تولید بهینه در مورد زراعت آبی و دیم به ترتیب $4/5$ و 18 هکتار و برای باغ آبی و دیم به ترتیب 3 و 8 هکتار می‌باشد. موضوع قابل اهمیت دیگر در کنار خرد بودن زمین‌های کشاورزی ایران، پراکنده بودن قطعات اراضی مالکین است. به‌طوری‌که نتایج حاصل از اجرای قانون حدنگار نشان می‌دهد اراضی بسیاری از مالکین در بیش از یک قطعه (به‌طور متوسط در سه قطعه و در مواردی حتی در 60 قطعه) قرار دارند. خردشدن اراضی ضمن افزایش هزینه‌های تولید و کاهش کارایی نهاده‌ها و ماشین-آلات کشاورزی، در موارد زیادی زمینه لازم برای تغییر کاربری اراضی را فراهم می‌نماید.

به دلیل گستردگی و ابعاد تغییر کاربری اراضی زراعی و باغی، شاید بتوان آن را مهم‌ترین چالش روز منابع خاک و امنیت غذایی کشور دانست. کم‌توجهی به این موضوع و البته سودجویی و نقض قوانین باعث شده که در نیم‌قرن گذشته وسعت زیادی از اراضی مرغوب کشاورزی برای همیشه از چرخه تولید خارج شوند. به‌عنوان نمونه، در دوره زمانی 1334 تا 1380 فقط در اثر گسترش افقی هفت کلان‌شهر کشور شامل تهران، اصفهان، کرج، مشهد، اهواز، شیراز و تبریز، بالغ بر 198 هزار هکتار از اراضی مرغوب کشاورزی تغییر کاربری یافته و به‌طور غیرقابل‌برگشت از چرخه تولید خارج شده‌اند (مؤمنی و همکاران، 1389). روند تغییر کاربری اراضی به مسکونی در دهه‌های اخیر به دلیل توسعه بیش‌تر شهرها و فرهنگ شهرنشینی، رشد جمعیت و نیاز به مسکن، محدودیت اراضی قابل سکونت برای تملک، افزایش تصاعدی ارزش‌افزوده زمین با تغییر کاربری، رشد چشمگیرتری داشته است. در مطالعه‌ای که در سال 1396 توسط سازمان امور اراضی کشور در مورد 1246 شهر صورت گرفت، مساحت محدوده شهرهای کشور بالغ بر 1085000 هکتار و

همکاران (2004) با مطالعه‌ی منطقه‌ای در شهر سیچوان در کشور چین، شدت فرسایش شخم در زمین‌های با شیب بین 4 تا 43 درصد را بین 48 تا 151 تن در هکتار در سال برآورد کردند.

تلفات خاک ناشی از برداشت محصول که به‌عنوان میزان هدررفت خاک سطحی اراضی زراعی در زمان برداشت محصولات ریشه‌ای تعریف می‌شود، در دهه-های اخیر مورد توجه بیش‌تری قرار گرفته است. باوجود تحقیقات فراوان در سایر کشورها، در ایران تحقیقات اندکی در این زمینه انجام شده است. رواسانی (1400) هدررفت خاک همراه برداشت سیب‌زمینی در کل کشور را 137 هزار تن در سال و مقدار کل هدررفت پتاسیم، فسفر، ماده آلی و نیتروژن همراه این خاک را به ترتیب حدود 5 ، 66 ، 3233 و 162 تن در سال برآورد کردند. در این مطالعه، نرخ هدررفت خاک با برداشت سیب‌زمینی حدود یک تن در سال برآورد شد. نرخ هدررفت خاک با برداشت سیب‌زمینی در استان خوزستان توسط امیرپور گورانی و همکاران (1386) و فرجی و همکاران (2017) به ترتیب $0/645$ و $2/5$ تن در هکتار در سال و در دو منطقه در استان کردستان توسط نصرتی و همکاران (1398) بین $0/66$ الی $1/14$ تن در هکتار در هر برداشت اندازه‌گیری شد. فرجی و همکاران (2017) میانگین فرسایش برداشت محصول برای سیر، چغندرقد، تربچه و چغندرقد لبویی را در استان خوزستان به ترتیب برابر با $6/3$ ، $2/3$ ، $4/2$ و $6/9$ تن در هکتار برآورد کردند.

تغییر کاربری اراضی کشاورزی

بررسی مؤسسه پژوهش‌های برنامه‌ریزی و اقتصاد کشاورزی نشان می‌دهد، حدود 35 درصد اراضی کشاورزی کمتر از یک هکتار و 38 درصد بین یک تا پنج هکتار هستند. نتایج حاصل از اجرای طرح حدنگاری اراضی کشاورزی کشور (کاداستر) و نقشه‌های تولیدشده با مقیاس $1:2000$ از اراضی کشاورزی که توسط سازمان امور اراضی کشور در سطحی معادل $1/3$ میلیون هکتار صورت گرفته

مجموع مساحت حریم شهرهای کشور بالغ بر ۴۷۵۰۰۰ هکتار بود. به بیان دیگر، مساحت حریم شهرها بیش از ۴/۳۷ برابر مساحت محدوده شهرها است که بیش از دو برابر میزان استاندارد تعیین شده در مصوبه شورای عالی معماری و شهرسازی کشور (سال ۱۳۸۴) می باشد. نخستین پیامد تعیین بیش از دو برابری محدوده شهرها، مستثنا شدن این محدوده‌ها از قانون حفظ کاربری اراضی است که به احتمال زیاد هدف اصلی نیز همین موضوع بوده است.

علاوه بر شهرها و بدتر از آن، توسعه بی‌رویه روستاها و اراضی طرح‌های هادی روستایی است که عامل مهم دیگر تغییر کاربری اراضی کشاورزی می باشد. بر اساس یک مطالعه میدانی مجموع مساحت طرح‌های هادی روستاهای بیش از ۲۰ خانوار سه استان شمالی کشور ۲۸۷۰۰۰ هکتار می باشند که از این میزان ۱۵۰۰۰۰ هکتار آن اراضی کشاورزی بوده و از شمول قانون حفظ کاربری اراضی خارج گردیده است (بنیاد مسکن انقلاب اسلامی و سازمان امور اراضی، ۱۳۹۶). به عنوان نمونه، در استان مازندران (روستای توسکاتک)، حدود ۱۰۰ هکتار از اراضی کشاورزی به صورت بی‌رویه و در قالب شهرک‌های غیرمجاز به محدوده ۲۰ هکتاری روستا ملحق گردیده است. در شمال کشور حدود ۴۰۰ هزار هکتار زمین شالیزاری وجود دارد که نزدیک ۱۳۰ هزار هکتار از این شالیزارها داخل بافت طرح‌های هادی واقع شده که زمینه تغییر کاربری آن‌ها فراهم شده است. بیش از ۸۰ درصد تغییر کاربری اراضی در کشور در محدوده شهرها و روستاها اتفاق می افتد.

ساخت و سازهای بدون مجوز اعم از مسکونی و ویلاسازی عامل مهم دیگر تغییر کاربری اراضی کشاورزی است. برآورد وزارت جهاد کشاورزی بیانگر آن است که در دهه‌های اخیر بالغ بر یک میلیون هکتار از اراضی مرغوب کشاورزی در اثر تغییر کاربری غیرمجاز از چرخه تولید خارج شده است. هزاران هکتار از اراضی قابل استفاده نیز به دلایل مختلف از قبیل بایر گذاشتن توسط تعاونی‌های

مسکن، ویلاسازی و سایر موارد، در معرض تهدید قرار دارند.

میزان کربن آلی منابع خاک

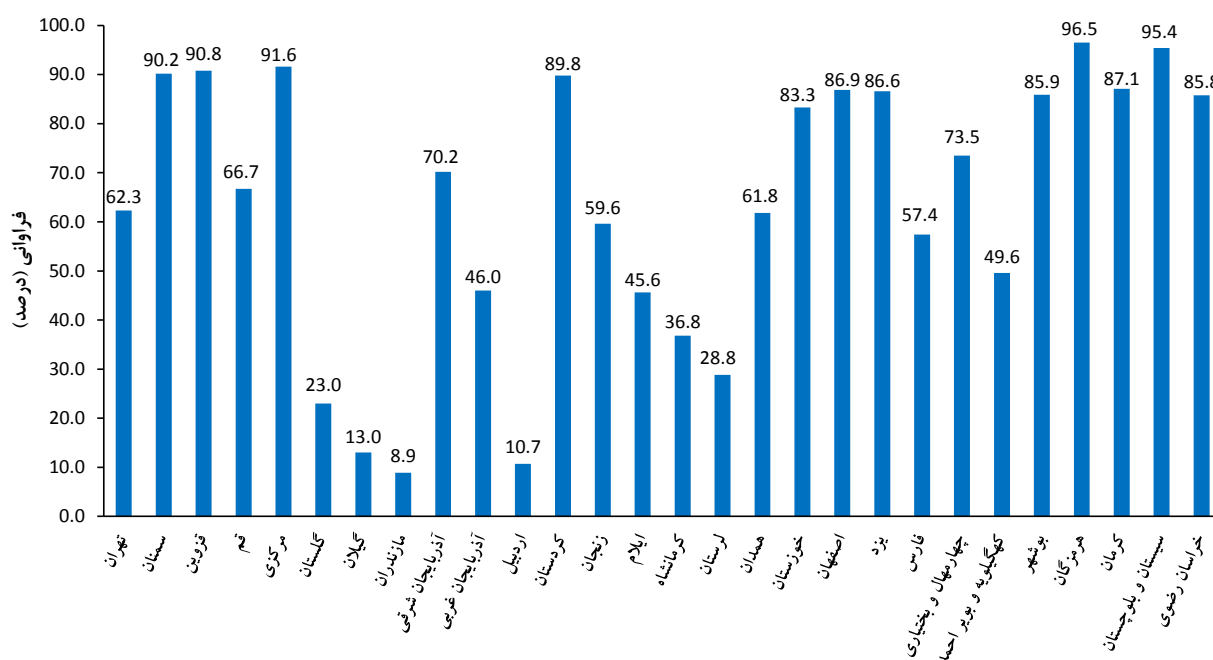
کشور ایران با واقع شدن در کمربند خشک و نیمه خشک جهان واقع شده است، به گونه‌ای که ۶۴ درصد مساحت آن دارای اقلیم خشک، حدود ۲۰ درصد دارای اقلیم نیمه خشک و ۱۶ درصد اقلیم مدیترانه‌ای تا مرطوب می باشد (روزیطلب و همکاران، ۲۰۱۸). متوسط بارندگی سالانه در ایران (۲۳۰ تا ۲۵۰ میلی متر) حدود یک سوم متوسط بارندگی دنیا (حدود ۸۵۰ میلی متر) است. میزان تبخیر پتانسیل برای گستره ایران نیز به طور متوسط حدود ۲۰۰۰ میلی متر است که بیش از هشت برابر متوسط بارش سالانه کشور و حدود ۲/۵ برابر متوسط جهانی تبخیر پتانسیل (۸۰۵ میلی متر) است؛ بنابراین و به دلیل اثرگذاری بسیار زیاد اقلیم بر فرایندهای خاک سازی، همان گونه که بیان شد، بیش از نیمی از سطح ایران فاقد پوشش خاکی است. در نصف دیگر مساحت ایران نیز که دارای پوشش خاک است، مقدار مواد آلی به دلیل برهمکنش این شرایط اقلیمی با وضعیت توپوگرافی و پوشش گیاهی (که خود متأثر از اقلیم و خاک و همچنین تحت تأثیر شیوه بهره برداری است)، بسیار کم است.

میزان کربن آلی ذخیره شده در خاک، حاصل تعادل بین دو فرایند مهم زیستی است که باعث تولید مواد آلی از یک سو و تجزیه مواد آلی از سوی دیگر می شود. این دو فرایند دارای کنترل کننده‌های قوی بوده که مهم ترین آن‌ها شرایط اقلیمی، ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک، ترکیب شیمیایی و نوع بقایای گیاهی، غیرقابل دسترس بودن مواد آلی برای موجودات خاک، مدیریت زراعی و برهمکنش این عوامل می باشد (پست، ۱۹۹۳). مدیریت‌های مختلف تأثیر متفاوتی بر میزان آلی خاک دارند. مدیریت‌های مطلوب باعث افزایش میزان ماده آلی خاک و مدیریت‌های نامطلوب باعث هدررفت ماده آلی خاک می شوند. دخالت‌های نامناسب و سودجویانه بشر

بر مبنای آخرین گزارش منتشرشده در این زمینه (مشیری و همکاران، ۲۰۱۷)، میزان کربن آلی حدود ۶۲ درصد از خاک‌های زراعی ایران کمتر از یک درصد است. همچنین مقدار کربن آلی در ۲۱/۶ درصد از خاک‌ها کمتر از ۰/۵ درصد، ۴۰/۰ درصد بین ۰/۵ تا ۱ درصد، ۲۴/۴ درصد بین ۱ تا ۱/۵ درصد و در ۱۴/۰ درصد خاک‌ها بیش از ۱/۵ درصد و در حد بهینه می‌باشد (شکل ۱).

وضعیت کمبود مواد آلی خاک در اراضی کشاورزی استان‌های مختلف کشور، به دلایلی همچون شرایط اقلیمی گوناگون، توپوگرافی، نوع محصولات کشاورزی و شیوه مدیریت، یکسان نیست. در جدول ۲ توزیع وضعیت کربن آلی خاک در اراضی کشاورزی استان‌های مختلف آمده است. در بیش از ده استان کشور، بالغ بر ۸۰ درصد اراضی کشاورزی دارای میزان کربن آلی کمتر از یک درصد هستند. از نظر کمبود مواد آلی خاک‌های کشاورزی، استان‌هایی همچون هرمزگان، بوشهر، سیستان و بلوچستان که در آن‌ها کمتر از پنج درصد خاک‌ها دارای کربن آلی بیش از یک درصد هستند، رتبه‌های نخست را دارند.

در منابع طبیعی و مدیریت‌های غیرعلمی، ماده آلی خاک را به یک منبع تولید گازکربنیک برای اتمسفر مبدل نموده که گرم‌شدن کره زمین، کاهش حاصلخیزی خاک، افزایش فرسایش، بیابانزایی و آلودگی محیط‌زیست را به‌همراه داشته است (جوابی و جکسون، ۲۰۰۶). مقدار کربن آلی خاک در زیست‌بوم‌های کشاورزی تحت تأثیر عوامل متعددی مثل شرایط آب و هوایی، نوع محصول و مدیریت مزرعه قرار می‌گیرد. بقایای گیاهی، ریشه گیاهان و کودهای آلی (از قبیل کمپوست و کود دامی)، منابع اصلی ورودی کربن به خاک محسوب می‌شوند (کوگا و تسوجی، ۲۰۰۹). حد بحرانی کربن آلی در اکثر تحقیقات انجام‌شده در ایران کمتر از یک درصد بیان‌شده است. بر مبنای گزارش شهبازی و بشارتی (۱۳۹۲) میزان کربن آلی خاک در حدود ۶۰ درصد اراضی کشاورزی ایران کمتر از یک درصد و در بیش از ۸۴ درصد خاک‌ها، کمتر از ۱/۵ درصد است. بررسی‌های بعدی نشان داد که مقدار کربن آلی ۲۱/۵ درصد خاک‌های کشور کمتر از ۰/۵ درصد، ۳۹/۱ درصد بین ۰/۵ تا ۱ درصد، ۲۵/۳ درصد خاک‌ها بین ۱ تا ۱/۵ درصد و تنها ۱۴/۲ بیش از ۱/۵ درصد می‌باشد، بر این اساس ۶۰/۶ درصد خاک‌های کشور کمتر از یک درصد مواد آلی دارند.



شکل ۱- درصد فراوانی اراضی کشاورزی در استان‌های مختلف با مقادیر کربن آلی کمتر از یک درصد (مشیری و همکاران، ۲۰۱۷)

ارزیابی وضعیت کربن آلی در مناطق مختلف زراعی-زیستگاهی ایران به‌خوبی تأثیر اقلیم را بر میزان کربن آلی خاک (ضریب همبستگی کربن آلی خاک‌ها با بارندگی، ۰/۹۱) نشان می‌دهد (بلالی و غفاری نژاد، ۱۳۹۸). میانگین کربن آلی خاک در مناطق ده گانه زراعی زیستگاهی در جدول ۲ ارائه گردیده است.

موضوع مهم دیگر، روند افزایشی خاک‌های با کمبود مواد آلی است. به‌عنوان نمونه، بر اساس گزارش میرزاشاهی (۱۳۹۶)، در منطقه دزفول در دهه ۴۰، کربن آلی در حدود ۸۰ درصد از نمونه‌های خاک کمتر از یک

درصد بوده است، در حالی که این میزان در دهه ۹۰ به ۱۰۰ درصد نمونه‌ها گسترش یافته است. همچنین بر اساس گزارش مشیری (۱۳۹۶) و سماوات (۱۳۹۶)، بیش‌ترین کاهش در مقدار کربن آلی خاک در استان اصفهان و پس از آن در مناطق شمالی ایران مشاهده می‌شود. در سال ۱۳۴۳ مقدار متوسط کربن آلی خاک‌ها در ناحیه خزری در شمال ایران برابر با ۳/۲ درصد گزارش گردیده در حالی که این میزان در حال حاضر به ۱/۷ درصد کاهش یافته است.

جدول ۲- متوسط درصد کربن آلی خاک در مناطق مختلف زراعی- زیستگاهی^۳ کشور (به نقل از مشیری و همکاران، ۱۴۰۰)

مناطق زراعی- زیستگاهی	درصد کربن آلی خاک
منطقه مرکزی (استان‌های تهران، سمنان، قزوین، قم و مرکزی)	۰/۵۵
منطقه سواحل دریای خزر (استان‌های گیلان، مازندران و گلستان)	۱/۶۸
منطقه شمال غرب (استان‌های اردبیل، آذربایجان شرقی، کردستان، آذربایجان غربی و زنجان)	۱/۰۰
منطقه زاگرس مرکزی (استان‌های همدان، ایلام، کرمانشاه و لرستان)	۱/۱۶
منطقه خوزستان (استان خوزستان)	۰/۷۶
منطقه خشک مرکزی (استان‌های اصفهان و یزد)	۰/۵۳
منطقه جنوبی زاگرس (استان‌های چهارمحال و بختیاری، فارس و کهگیلویه و بویراحمد)	۰/۷۹
منطقه ساحلی جنوبی (استان‌های بوشهر و هرمزگان)	۰/۵۱
منطقه خشک جنوبی (استان‌های کرمان و سیستان و بلوچستان)	۰/۵۰
منطقه خراسان (استان‌های خراسان جنوبی، رضوی و شمالی)	۰/۶۱

^۳ پهنه‌بندی ایران به ۱۰ منطقه زراعی-زیستگاهی^۳ توسط دی-پاو^۴ و همکاران (۲۰۱۸) انجام شده است

تحقیقات نشان داده‌اند که به ازای هر تن افزایش در میزان کربن آلی خاک در هکتار، میزان تولید محصول در گندم ۷۰-۲۰، برنج ۵۰-۱۰ و ذرت ۳۰۰-۳۰ کیلوگرم در هکتار افزایش می‌یابد. در کشور سالانه حدود بیست میلیون تن بقایای کشاورزی و کود دامی تولید می‌شود (سماوات و همکاران، ۱۳۹۴). اگر این مقدار در ده میلیون هکتار اراضی کشاورزی کشور توزیع شود، سهم هر هکتار ۲۰۰۰ کیلوگرم کربن آلی (معادل ۰/۰۶۶ درصد) می‌شود. در نتیجه برای افزایش یک درصد کربن آلی خاک (با فرض شرایط ایده آل) حداقل به ۲۰ سال زمان نیاز می‌باشد. این در

شرایطی است که تمام کربن افزوده شده در خاک ذخیره گردد، ولی تحقیقات نشان داده است که مقدار کربنی که در مناطق خشک با توجه به نوع اقلیم، نوع خاک و مدیریت می‌تواند در خاک ذخیره شود ۲۵۰-۵۰ کیلوگرم در هکتار است (لال، ۲۰۰۷). لذا بایستی به دنبال راهکارهای مدیریتی مناسب‌تر بود.

اتخاذ شیوه‌های نامناسب مدیریتی و کاربری‌های نامناسب اراضی نظیر کشت و کار فشرده، تک‌کشتی و عدم رعایت تناوب، شخم مداوم و برگرداندن خاک، جنگل‌زدایی و تخریب پوشش گیاهی، سوزاندن

^۳- Agroecological zones

^۴- de Pauw

بقایای گیاهی، زهکشی اراضی باتلاقی، حذف بقایای گیاهی از خاک، به منظور تعلیف دام و آیش تابستانه، نقش مهمی در کاهش کربن آلی خاکها داشته‌اند. مقدار زیادی از کربن آلی تلف شده از خاکها را می‌توان با انتخاب عملیات کشت و کار مناسب مجدداً ترسیب نمود، این کار نه تنها از غلظت دی اکسیدکربن اتمسفر می‌کاهد، بلکه باعث بهبود کیفیت خاک و افزایش تولیدات کشاورزی می‌شود. راهکارهای پیشنهادی برای افزایش ذخیره کربن آلی خاکها و کاهش غلظت گاز دی اکسیدکربن در اتمسفر شامل اقدامات مدیریتی برای افزایش مدت ماندگاری ماده آلی در خاک و افزایش سطح ماده آلی خاکها و کاهش تصاعد گاز دی اکسیدکربن از محیط می‌باشد، مدت ماندگاری ماده آلی در خاک را می‌توان با افزایش خاکدانه‌سازی با استفاده از گیاهانی با ریشه عمیق که ماده آلی را به عمق خاک تزریق می‌کنند و با کاربرد مواد آلی با لیگنین زیاد افزایش داد. سطح ماده آلی خاکها را می‌توان با استفاده از عملیات کشاورزی حفاظتی، رعایت تناوب زراعی مناسب، استفاده از گیاهان پوششی، استفاده از ضایعات آلی، کودهای دامی، کنترل چرا و برگرداندن بقایای گیاهی به خاک افزایش داد. کاهش میزان تصعید گاز دی اکسید کربن از محیط را می‌توان با افزایش راندمان مصرف آب، کود، افزایش راندمان مصرف انرژی در ادوات کشاورزی و کاهش فرسایش خاک و کنترل آن انجام داد.

وضعیت حاصلخیزی خاک‌های زراعی ایران

بهره‌برداری اقتصادی از منابع خاک، مستلزم بارور بودن خاکها است. حاصلخیزی خاک‌های هر کشور، شاخص سلامت کشاورزی و ظرفیت تولید غذا، فیبر و سوخت آن کشور می‌باشد. در بیانیه جهانی غذا، حاصلخیزی خاک به عنوان کلید امنیت غذایی معرفی شده است. پایش و ارزیابی وضعیت حاصلخیزی و باروری خاکها برای بهره‌برداری بهینه از آنها ضرورت دارد. وضعیت حاصلخیزی خاک‌های ایران توسط تعدادی از محققان مورد بررسی قرار گرفته (خادمی، ۱۳۸۴؛ شهبازی،

۱۳۸۶؛ طهرانی و همکاران، ۱۳۹۱؛ بلالی و غفاری، ۱۳۹۸) و نقشه‌های حاصلخیزی برای بعضی از مناطق تهیه گردیده است (طهرانی و همکاران، ۱۳۹۰).

شهبازی و بشارتی (۱۳۹۲) برای ارزیابی وضعیت حاصلخیزی خاک‌های ایران از ۳۱۵ هزار داده تجزیه خاک موجود در آزمایشگاه‌های خاک و آب مراکز تحقیقاتی ۳۰ استان کشور در بین سال‌های ۱۳۸۱ تا ۱۳۹۱ بهره بردند. به طور کلی نتایج این بررسی نشان داد که ۵۱/۳ درصد اراضی کشاورزی ایران در گروه فسفر کم، ۳۰/۵ درصد فسفر متوسط و ۱۸/۲ درصد فسفر زیاد قرار می‌گیرند. همچنین ۷/۶ درصد خاکها در گروه پتاسیم کم، ۳۳/۶ درصد در گروه متوسط و ۵۸/۸ درصد در گروه پتاسیم زیاد قرار دارند. بر همین اساس، میزان فسفر در ۷۱/۸ درصد از خاک‌های کشاورزی کشور کمتر از حد بحرانی (۱۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک) و میزان پتاسیم نیز در ۲۱/۰ درصد از خاک‌های کشاورزی کمتر از حد بحرانی (۱۸۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک) بود. البته درصد خاک‌های دارای کمبود فسفر در استان‌های مختلف از ۴۴/۶ درصد در استان مازندران تا ۹۲/۵ درصد در استان بوشهر و دارای کمبود پتاسیم از ۳/۷ درصد در استان اردبیل تا ۸۰/۲ درصد در استان بوشهر متفاوت بود. مقدار پتاسیم خاک‌های استان‌های گیلان و مازندران به دلیل بارندگی زیاد و همچنین کشت متراکم برای مدت طولانی، نسبت به مناطق دیگر که دارای آب و هوای خشک و نیمه‌خشک می‌باشند، کمتر بوده و لذا استفاده از کودهای پتاسیمی در این مناطق دارای اهمیت بیش‌تری می‌باشد. در استان‌هایی مانند بوشهر و هرمزگان به دلیل داشتن خاک‌هایی با بافت سبک، کمبود پتاسیم وجود دارد و نیاز به مصرف پتاسیم نسبت به استان‌های دیگر بیشتر مشاهده می‌شود. برخلاف پتاسیم، فقر نسبی فسفر پتاسیم در غالب خاک‌های کشور وجود دارد به همین دلیل این عنصر چه از نظر اقتصاد تهیه مواد خام، تولید داخلی و واردات کود و چه از نظر بررسی‌های خاکشناسی حائز اهمیت زیادی نسبت به سایر عناصر می‌باشد. در حقیقت به‌جز گیلان و مازندران، در بقیه استان‌های کشور بیش از

۵۰ درصد خاک‌های کشاورزی دارای کمبود فسفر هستند و توجه به رفع کمبود آن جهت نیل به تولید پایدار ضروری می‌باشد (شهبازی و بشارتی، ۱۳۹۲).

حدود بحرانی آهن ۲/۵ تا ۴/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک است حدود ۴۰ درصد خاک‌های کشور کمتر از ۴/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم آهن داشته و احتمال پاسخ گیاهی به کود آهن در آن‌ها وجود دارد. مقدار آهن قابل جذب در بیش از ۳۴ درصد اراضی کشاورزی بین ۴/۵ تا ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. از نظر آهن قابل جذب خاک، استان‌های کرمان و خراسان شمالی، جنوبی و رضوی بدترین وضعیت را دارند. در مقابل، سه استان شمالی به همراه استان‌های کهگیلویه و بویراحمد، خوزستان، لرستان، فارس و مرکزی وضعیت مناسبی در این زمینه دارند (کمتر از یک چهارم خاک‌های کشاورزی آن‌ها با کمبود آهن مواجه است). حدود ۵۶/۳ درصد از خاک‌های کشاورزی ایران کمتر از ۰/۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم روی قابل استفاده داشته و تنها ۳۱ درصد از خاک‌ها بیش‌تر از یک میلی‌گرم بر کیلوگرم روی قابل استفاده دارند (شهبازی و بشارتی، ۱۳۹۲). خاک‌های کشاورزی استان‌های آذربایجان شرقی و غربی، چهارمحال و بختیاری، کرمان، همدان و خراسان از نظر کمبود روی بدترین وضعیت و خاک‌های استان‌های گیلان، مازندران، مرکزی، کهگیلویه و بویراحمد و کرمانش وضعیت مناسب‌تری دارند.

به‌صورت کلی خاک‌های کشاورزی ایرانی مشکل حادی از نظر کمبود مس ندارند. البته استان‌های کرمان، یزد و چهارمحال و بختیاری در این مورد مستثنا هستند و ضروری است که وضعیت خاک‌ها از این نظر مورد پایش باشد. از نظر میزان منگنز قابل جذب، وضعیت خاک‌های کشاورزی ایران حتی بهتر از مس است. حدود ۸۲ درصد اراضی کشاورزی ایران بیش‌تر از چهار میلی‌گرم بر کیلوگرم منگنز داشته و تنها ۲/۲ درصد اراضی دارای منگنز قابل استفاده کمتر از یک میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشند. آخرین ارزیابی و تحلیل وضعیت حاصلخیزی خاک‌های کشاورزی ایران توسط مشیری و همکاران (۱۴۰۰)

انجام‌شده است. در جدول ۳ توزیع کمبود عناصر غذایی (درصد خاک‌های زراعی دارای کمبود) در مناطق ده گانه زراعی-زیستگاهی ایران آمده است. نتایج این بررسی بیانگر گستردگی کمبود فسفر، پتاسیم، آهن و روی به ترتیب در حدود ۷۰، ۳۷، ۴۱ و ۵۱ درصد از خاک‌های کشاورزی ایران است؛ بنابراین در اکثر خاک‌ها میزان قابلیت جذب یک یا چند عنصر غذایی کمتر از حد بحرانی است. مشیری و همکاران (۱۴۰۰) روند برداشت عناصر غذایی از خاک توسط گیاه (بر مبنای میزان تولید محصولات کشاورزی) و مصرف این عناصر از طریق کودها را مقایسه کرده و نتیجه گرفتند که وضعیت تخلیه عناصر غذایی خاک‌های کشور هشداردهنده است. آنان بیان می‌کنند که میزان مصرف انواع کودهای شیمیایی به‌ویژه کودهای فسفوری و پتاسیمی نصف میزان نیاز برآورد شده می‌باشد.

بیش از ۹۷ درصد خاک‌های کشور pH بین ۶/۵-۸/۵ دارند که سهم دسته خاک‌هایی که اسیدیته آن‌ها بین ۷/۵-۸/۵ می‌باشد، بسیار بیشتر بوده و حدود ۸۳ درصد می‌باشد (شهبازی و بشارتی، ۱۳۹۲). در این میان استان گیلان با توجه به شرایط خاص آن یک استثناء محسوب می‌شود که در آن حدود ۴۸٪ خاک‌ها اسیدی ($pH < 7$) هستند. مقدار کربنات کلسیم یکی از خصوصیات مهم خاک می‌باشد که اغلب باید در زمان تفسیر نتایج برای ارزیابی حاصلخیزی، اصلاح و طبقه‌بندی خاک‌ها مورد توجه قرار گیرد. اکثر خاک‌های ایران متأثر از کربنات کلسیم بوده و بیش از ۸۷ درصد خاک‌های اراضی کشاورزی، بیش‌تر از پنج درصد کربنات کلسیم معادل دارند. در بین استان‌ها، در استان گیلان به دلیل شرایط خاص اقلیمی، حدود ۶۴ درصد خاک‌ها دارای کربنات کلسیم کمتر از پنج درصد می‌باشند. حدود ۵۸ درصد خاک‌های کشاورزی ایران بین ۱۰ تا ۴۰ درصد کربنات کلسیم معادل دارند. کانی‌های کربناتی به دلیل حلالیت نسبتاً زیاد، واکنش‌پذیری و خاصیت قلیایی، به‌صورت بافر عمل کرده و مقدار pH بیش‌تر خاک‌های آهکی در دامنه‌ای بین ۷/۵ تا ۸/۵ قرار دارد. به همین دلیل

کربنات‌ها نقش مهمی در فرآیندهای خاک سازی، واکنش-های شیمیایی و خصوصیات ریزوسفر در این خاک‌ها بازی می‌کنند (شهبازی و بشارتی، ۱۳۹۲). علی‌رغم این وضعیت، متأسفانه اطلاعات گسترده‌ای در مورد درصد کربنات کلسیم فعال و نیز توزیع اندازه ذرات کربنات‌ها در خاک‌های ایران وجود ندارد. این موضوع از جنبه‌های مختلف پژوهشی و کاربردی دارای اهمیت زیادی است.

شوری منابع خاک

در سطح جهانی به‌طور متوسط تنش شوری موجب کاهش ۲۰ درصدی عملکرد گیاهان زراعی می‌شود (اشرف و هریس^۵، ۲۰۰۵)، البته بسته به سایر شرایط (اقلیم، خاک و نوع گیاه) کاهش عملکرد ممکن است بین ۱۸ تا

۴۳ درصدی باشد (وارگاس و همکاران، ۲۰۱۸). شوری خاک و آب از مهم‌ترین عوامل محدودکننده تولید پایدار کشاورزی در ایران هستند که معمولاً با تنش کم‌آبی نیز همراه بوده و احتمالاً تنش توأمان شوری و خشکی عامل اصلی خلأ عملکرد بسیاری از محصولات زراعی در بخش-های زیادی از کشور هستند. از آنجا که در شوری‌های خاک بیش از ۱۰ دسی‌زیمنس بر متر در لایه صفر تا ۵۰ سانتی-متری خاک، افزایش هر یک واحد شوری، کاهش تولیدی معادل ۲۱۷ کیلوگرم در هکتار دانه گندم و ۷۲۳ کیلوگرم در هکتار کاه و دانه را سبب می‌شود (سیادت و سعادت، ۱۳۷۷)، اهمیت اثر شوری، ممانعت از شورشدن اراضی و توجه به رفع آن بسیار ضروری‌تر است.

جدول ۳- درصد کمبود عناصر غذایی خاک در مناطق مختلف زراعی-زیستگاهی ایران (اقتباس از مشیری و همکاران، ۱۴۰۰)

منطقه	فسفر (۱۵)*	پتاسیم (۲۰۰)	آهن (۵۰)	روی (۰/۷۵)	منگنز (۴/۰)	مس (۰/۷۵)
مرکزی (استان‌های تهران، سمنان، قزوین، قم و مرکزی)	۶۴/۳	۱۸/۵	۴۰/۸	۳۷/۷	۷/۸	۱۲/۳
سواحل خزر (استان‌های گیلان، مازندران و گلستان)	۵۴/۵	۴۹/۳	۴/۹	۳۱/۴	۱۶/۰	۵/۱
شمال غرب (اردبیل، آذربایجان شرقی، کردستان، آذربایجان غربی و زنجان)	۷۵/۹	۱۲/۰	۳۹/۶	۶۴/۶	۱۹/۶	۱۵/۱
زاگرس مرکزی (همدان، ایلام، کرمانشاه و لرستان)	۷۰/۷	۲۲/۴	۵۸/۵	۶۱/۷	۲۲/۵	۲۰/۵
خوزستان (استان خوزستان)	۸۸/۱	۵۹/۹	۵۶/۰	۴۶/۷	۷۶/۵	۲۳/۴
خشک مرکزی (اصفهان و یزد)	۶۷/۵	۴۰/۸	۳۱/۵	۲۴/۵	۲۰/۷	۲۰/۶
زاگرس جنوبی (چهارمحال و بختیاری، فارس و کهگیلویه و بویراحمد)	۵۶/۸	۳۳/۰	۴۵/۲	۶۰/۹	۵/۵	۲۶/۷
سواحل جنوبی (استان‌های بوشهر و هرمزگان)	۹۳/۹	۷۸/۹	۹۵/۸	۳۰/۴	۸/۷	۹۱/۳
خشک جنوبی (کرمان و سیستان و بلوچستان)	۷۱/۸	۴۴/۱	۳۹/۵	۵۴/۴	۱۶/۳	۲۹/۵
خراسان (استان‌های خراسان جنوبی، رضوی و شمالی)	۷۳/۷	۲۵/۱	۶۰/۹	۶۳/۹	۷/۹	۱۹/۶
میانگین	۶۹/۶	۳۷/۳	۴۰/۹	۵۱/۰	۱۸/۲	۱۴/۰
تعداد نمونه	۳۴۲۳۲	۳۴۳۰۷	۱۶۹۵۸	۱۶۹۶۱	۱۵۲۵۱	۱۴۹۲۷

* حد بحرانی عناصر غذایی بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم است

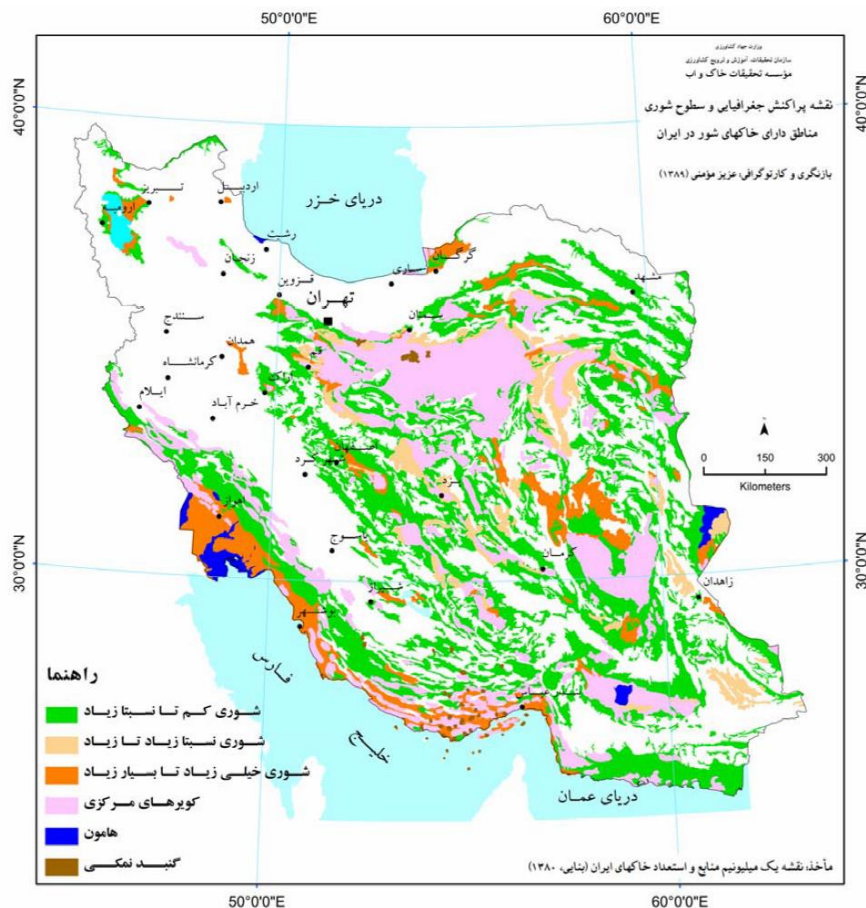
بر اساس نقشه شوری مستخرج از نقشه یک میلیونیم خاک (شکل ۲)، در مقیاس سرزمینی اراضی دارای خاک‌های با درجات مختلف شوری ۵۵/۶ میلیون هکتار (۳۴ درصد مساحت کل کشور) را در بر می‌گیرند که اکثر آن‌ها در فلات مرکزی و دشت‌های ساحلی جنوب و دشت خوزستان قرار دارند (مؤمنی، ۱۳۸۹).

اراضی شور فلات مرکزی ایران با مساحت حدود ۲۰ میلیون هکتار شامل پوسته‌ها و کفه‌های نمکی، شوره‌زارهای خشک و مرطوب، بقایای دریاچه‌های خشک قدیمی، تپه‌های شنی و پلایا و گنبد‌های نمکی هستند. این اراضی به دلیل عدم رده‌بندی بر مبنای طبقه‌بندی جامع خاک، جز اراضی متفرقه بوده و جز مناطق بدون خاک

تولید می‌شود، ۶/۸ میلیون هکتار مبتلا به شوری می‌باشند که از این مقدار، حدود ۴/۳ میلیون هکتار فقط محدودیت شوری دارند (جدول ۴) و حدود ۲/۵ میلیون هکتار علاوه بر شوری دارای محدودیت‌های مربوط به ویژگی‌های خاک (بافت، عمق، ضریب آبگذری، نفوذپذیری)، پستی و بلندی، فرسایش و سطح بالای آب زیرزمینی هستند. حدود ۸۴ درصد از این مساحت دارای خاک‌های با شوری نسبتاً زیاد تا زیاد، ۱۵ درصد دارای خاک‌های با شوری خیلی زیاد و یک درصد نیز خاک‌های با شوری بسیار زیاد هستند. حدود ۵۰۰ هزار هکتار از اراضی شور کشاورزی، دارای مشکل آب زیرزمینی در محدوده رشد ریشه هستند.

به حساب آمده‌اند؛ بنابراین از کل مساحت کشور بیش از ۷۵ میلیون هکتار از اراضی (حدود ۴۶ درصد مساحت) دارای شوری هستند. از خاک‌های دارای شوری، ۱۲/۶ میلیون هکتار شوری نسبتاً زیاد تا بسیار زیاد (قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع بیش از چهار دسی‌زیمنس بر متر) و ۷/۸ میلیون هکتار شوری فراتر از ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر (خیلی زیاد تا بسیار زیاد) دارند.

بخش‌های زیادی از اراضی کشاورزی کشور مبتلا به سطوح مختلف شوری می‌باشند. بر اساس مطالعات خاکشناسی و طبقه‌بندی اراضی که از سال ۱۳۳۲ تا ۱۳۸۸ با سطوح مختلف دقت در کشور انجام شده است، از مجموع حدود هشت میلیون هکتار اراضی آبی کشور که حدود ۹۰ درصد محصولات کشاورزی بر روی آن‌ها



شکل ۲- نقشه پراکنش جغرافیائی و سطوح شوری مناطق دارای خاک‌های شور در ایران (مؤمنی، ۱۳۸۹)

جدول ۵- مساحت، سطوح شوری و پراکنش استانی اراضی کشاورزی دارای فقط محدودیت شوری و قلیائیت خاک
(اقتباس از مؤمنی، ۱۳۸۹)

کلاس محدودیت شوری	ECe* (dS m ⁻¹)	استان	مساحت	
			هکتار	درصد
II - نسبتاً زیاد	۴ تا ۸	آذربایجان شرقی، آذربایجان غربی، بوشهر، اصفهان، فارس، همدان، ایلام، کرمان، کرمانشاه، خراسان، خوزستان، مرکزی، قزوین، قم، سمنان، سیستان و بلوچستان، تهران، یزد	۳۲۰۳۵۵	۷/۵
III - زیاد	۸ تا ۱۶	آذربایجان شرقی، آذربایجان غربی، بوشهر، اصفهان، فارس، همدان، ایلام، کرمان، خراسان، مرکزی، قزوین، سمنان، سیستان و بلوچستان، تهران، یزد، زنجان	۸۵۹۹۴۰	۲۰/۰
V - خیلی زیاد	۱۶ تا ۳۲	آذربایجان شرقی، آذربایجان غربی، بوشهر، اصفهان، فارس، همدان، ایلام، کرمان، خراسان، خوزستان، مرکزی، قزوین، قم، سمنان، سیستان و بلوچستان، تهران، یزد، زنجان	۲۴۳۵۴۶۰	۵۷/۰
VI - بسیار زیاد	۳۲ و بیشتر	آذربایجان شرقی، آذربایجان غربی، بوشهر، اصفهان، فارس، همدان، خراسان، مرکزی، قم، سمنان، سیستان و بلوچستان، تهران، یزد	۶۶۲۳۷۵	۱۵/۵
		جمع	۴۲۷۸۱۳۰	۱۰۰

* قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک

بررسی رابطه بین عوامل اقلیمی و شوری خاک به پیش‌بینی اثر تغییر اقلیم بر شوری‌زایی پرداختند. آن‌ها افزایش میزان شوری متوسط خاک را به دلیل تغییرات اقلیمی محتمل در ۹۰ سال آینده، بین ۱/۵ تا ۴/۷ دسی‌زیمنس بر متر پیش‌بینی کردند. نتایج همچنین نشان داد که تغییر اقلیم اثرات معنی‌داری بر حادث شدن شرایط حاکم بر پلاهای واقع در فلات مرکزی ایران و به تبع آن افزایش شوری و وسعت این عرصه‌ها خواهد داشت. عدم توجه به مسئله شوری خاک، عدم بکارگیری راهکارهای مدیریتی و اجرای تمهیدات لازم برای جلوگیری از شورشدن بیش‌تر اراضی کشاورزی میزان تولیدات محصولات کشاورزی را تهدید می‌کند.

آلودگی خاک

آلودگی خاک، غلظت‌های بیش از حد معمول برخی ترکیبات خاک (از جمله فلزات سنگین) و یا آمیختن یک یا چند ماده خارجی به خاک است به میزانی که کیفیت فیزیکی، شیمیایی یا زیستی (به بیان دیگر سلامت) آن را به نحوی تغییر دهد که برای انسان یا سایر موجودات زنده از جمله گیاهان و خاکزیان مضر باشد. عنصر، ترکیب یا ماده آلوده‌کننده خاک را آلاینده می‌نامند. وجود آلاینده‌ها در

عوامل گوناگونی منجر به ایجاد شوری در منابع خاک ایران شده‌اند. این عوامل که می‌توان آن‌ها را در دو گروه شوری‌زایی طبیعی (اولیه) و شوری‌زایی ناشی از فعالیت‌های انسانی (ثانویه) دسته‌بندی کرد، شامل عوامل زمین‌شناختی (سازندهای شور)، توپوگرافی، اقلیمی (تبخیر، بارندگی و باد)، هیدرولوژی، نشت آب‌های شور ساحلی و مدیریتی (آبیاری با آب‌های شور و عدم رعایت نیاز آبشویی) هستند (سیادت و همکاران، ۱۹۹۷).

با توجه به تداوم خشک‌سالی‌ها، محدودیت شدید منابع آب و کیفیت پایین آن (شوری)، گسترش روش‌های آبیاری نوین (با راندمان بالا و در نتیجه عدم تأمین نیاز آبشویی خاک) و مدیریت نامناسب منابع پایه، احتمالاً تغییرات زیادی در پراکنش جغرافیایی و سطوح شوری خاک‌ها در حال رخ دادن است. احداث سدهای بزرگ و کنترل جریان رودخانه‌ها و سیلاب‌ها که در مواردی همچون دشت خوزستان احتمالاً روند شورشدن خاک و اراضی را به دلیل عدم امکان شستشو و نیز تشدید شدن نفوذ و غلبه آب‌های شور ساحلی افزایش داده است، نیز باید مدنظر باشد. تغییر اقلیم مسئله مهم دیگری است که بر گسترش شوری خاک اثرگذار است. رحیمیان و همکاران (۱۳۹۲) با

خاک به دلیل اختلال در کارکردهای خاک و همچنین به واسطه انتقال به منابع آب و جذب توسط گیاه، سلامت خاک را به خطر می‌اندازد. آلودگی خاک به‌طور کلی بر مبنای دخالت یا عدم دخالت انسان، به دو دسته طبیعی (زمین‌زاد) و غیرطبیعی (انسان‌زاد) گروه‌بندی می‌شود. بر اساس نوع مواد آلاینده، سه نوع آلودگی آلی، معدنی (غیرآلی) و زیستی وجود دارد. آلودگی خاک انسان‌زاد اغلب ناشی از چهار نوع فعالیت، شامل کشاورزی (کودهای شیمیایی، سموم آبیاری با آب‌های آلوده)، صنعتی (فرونشست دود، پسماندها و نشست ترکیبات)، شهری (پسماندها، فاضلاب و لجن فاضلاب)، حمل و نقل و تصادفات (فرونشست دود و نشست مواد) است. آلودگی خاک بر اساس میزان گسترش، به دو دسته نقطه‌ای (نشست نفت یا گازوئیل از محل ذخیره آن و یا تصادف ماشین حامل مواد آلاینده و نفوذ آن‌ها به خاک) و گسترده (آلودگی حاصل از کوددهی یا سمپاشی زیاد زمین‌های کشاورزی) تقسیم می‌شود. آلودگی منابع آب مسئله‌ای جدای از آلودگی خاک نیست و این دو در ارتباط تنگاتنگی باهم هستند.

به‌طور کلی تاکنون مطالعه جامعی در مورد آلودگی خاک با انواع مختلف آلاینده‌ها در گستره ایران انجام نشده است، اما گزارش‌های متعددی در خصوص برخی آلودگی‌های طبیعی از جمله آلودگی خاک و منابع آب با آرسنیک (به‌ویژه در شمال غرب ایران) و همچنین مطالعات پراکنده‌ای در زمینه آلودگی‌های انسان‌زاد برخی از اراضی کشاورزی با شماری از فلزات سنگین، آلودگی خاک حاشیه راه‌ها و بزرگراه‌ها به‌ویژه با سرب، آلودگی نفتی خاک، آلودگی خاک اطراف معادن، صنایع فولاد و ذوب آهن با شماری از فلزات سنگین وجود دارد.

گزارش‌های گوناگونی در مورد بالا بودن میزان آرسنیک، یک شبه‌فلز بسیار سمی برای گیاهان، ریزجانداران و انسان، در منابع آب و خاک شمال غرب ایران وجود دارد که منشأ زمین‌شناسی و آتشفشانی دارد (کشاورزی و همکاران، ۲۰۱۱؛ مسافری و همکاران، ۲۰۱۷). از جمله، آلودگی منابع آب زیرزمینی دشت چاردولی استان کردستان

(صفری و همکاران، ۱۳۹۵)، دشت خوی (اصغری مقدم و جلالی، ۱۳۹۳)، دشت تبریز (اصغری مقدم و برزگر، ۱۳۹۳)، آب‌های زیرزمینی شهرستان‌های بیجار، قروه و تکاب (کشاورزی و همکاران، ۲۰۱۱)، آب‌های سطحی و زیرزمینی شهرستان هشترو (مسافری و همکاران، ۲۰۱۷)، آب‌های سطحی و زیرزمینی استان اردبیل (مسافری و همکاران، ۲۰۱۴) به آرسنیک گزارش شده است. همچنین آلودگی خاک، آب و برخی گیاهان در برخی مناطق شهرستان بیجار (زندسلیمی و همکاران، ۲۰۱۱)، آلودگی آب، خاک و گندم در منطقه بیجار (کریمی و علوی، ۲۰۱۶)، آلودگی نیم‌رخ خاک در منطقه بیجار (نبی‌اللهی و همکاران، ۱۳۹۲)، آلودگی خاک برخی مناطق شمال شهرستان قروه (بابا اکبری ساری و همکاران، ۱۳۹۲) به آرسنیک گزارش شده است.

بر اساس بررسی خادم مقدم ایگده‌لو و گلچین (۱۳۹۸)، غلظت آرسنیک در آب و خاک نقاط مختلف ایران با غلظت بیش از حد مجاز (۱۰ میکروگرم در لیتر آب آشامیدنی و ۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) به ترتیب در دامنه ۱۰ تا ۸۴۰ و ۲۳/۱ تا ۱۷۷۵/۲ گزارش شده است. ایشان وجود معادن طلا و مس (به ترتیب در منطقه تکاب و کرمان) و سازند آتشفشانی ارومیه-دختر (که اغلب معادن کشور بر روی آن واقع شده‌اند) را منابع اصلی آلاینده خاک و آب به آرسنیک و کاربرد آفت و حشره‌کش‌ها و دیگر نهاده‌های کشاورزی را از دیگر عوامل ورود آرسنیک به منابع آب و خاک می‌دانند. آلودگی آب‌های سطحی و زیرسطحی به آرسنیک در ۱۳ استان کشور بیانگر تهدید آرسنیک است.

مارزی و همکاران (۱۳۹۹) با بررسی ۵۳ نمونه خاک سطحی از منطقه هشترو، گزارش دادند که خاک‌های منطقه آلوده به آرسنیک هستند، به‌طوری‌که میانگین غلظت آرسنیک در کل خاک‌های مورد مطالعه ۴۹/۳۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم (بیشینه غلظت تا ۶۹۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود. در این تحقیق، بیش از ۸۰ درصد خاک‌های مورد مطالعه، غلظتی کمتر از حد مجاز داشتند. خاک‌های کشاورزی

روستاهای قوپوز و قزللو بیشترین مقدار آلودگی به آرسنیک را داشتند.

یکی از منابع اصلی تولید فلزات سنگین به‌ویژه سرب در شهرها و همچنین حاشیه بزرگراه‌ها و ورود آن به محیط (هوا و سپس خاک و آب) و در نتیجه آلودگی این منابع، تردد خودروها است (فاکایو و الو-اولابی، ۲۰۰۳). سرب اغلب در نتیجه کاربرد سوخت‌های بنزینی سرب‌دار وارد محیط می‌شود که در گذشته بیش‌تر مورد استفاده بود. در این مورد نیز مطالعاتی در برخی نقاط کشور انجام شده است. رحمانی و همکاران (۱۳۷۹) با بررسی چهار نقطه در حاشیه بزرگراه‌های برون‌شهری نشان دادند که خاک اطراف این راه‌ها به سرب آلوده است و این آلودگی با فاصله گرفتن از بزرگراه‌ها کاهش می‌یابد. سامانی مجد و همکاران (۱۳۸۶) با بررسی آلودگی خاک حاشیه خیابان‌های شهر اصفهانی به سرب و کادمیوم به این نتیجه رسیدند که خاک حاشیه خیابان‌ها به دلیل آلاینده‌های ناشی از رفت‌وآمد خودرو به فلزات سنگین سرب و کادمیوم آلوده است. در خاک‌های کشاورزی جنوب سبزوار در حاشیه راه اصلی نیز میانگین غلظت نیکل، کروم، منگنز، مس و روی در خاک سطحی بالاتر از استانداردهای خاک کشاورزی اتحادیه اروپا، سازمان بهداشت جهانی (WHO) و حفاظت محیط‌زیست آمریکا (EPA) بود. کادمیوم نیز بالاتر از استانداردهای WHO و EPA و سرب بالاتر از استاندارد EPA بود (قاسم‌زاده و همکاران، ۱۳۹۹).

آلودگی با ترکیبات نفتی از دیگر آلودگی‌های خاک است که اغلب در حاشیه پالایشگاه‌ها، مخازن و خطوط انتقال رخ می‌دهد. در این مورد و به‌عنوان نمونه می‌توان به مطالعه گیتی‌پور و همکاران (۱۳۸۳) اشاره کرد که با بررسی آلودگی خاک‌های جنوب پالایشگاه تهران در اثر نشت ترکیبات نفتی به این نتیجه رسیدند که خاک منطقه عظیم‌آباد در برخی نقاط، آلوده به ترکیبات نفتی است و امکان نشت

آلودگی از برخی از خاک‌های منطقه به آب‌های زیرزمینی وجود دارد.

رضایی و همکاران (۱۴۰۰) وضعیت آلودگی خاک و محصولات کشاورزی در ایران را مورد واکاوی قرار داده و به این نتیجه رسیدند که (۱) کاربرد فراوان و طولانی‌مدت فاضلاب‌ها و پساب در آبیاری محصولات کشاورزی در برخی نقاط کشور نگران‌کننده و نیازمند توجه جدی است، (۲) آلودگی ساختاری گسترده در محصولات کشاورزی مشاهده نمی‌شود، اما بیش‌ترین گزارش آلودگی‌ها در سبزیجات برگی از جمله کاهو و اسفناج وجود دارد که اغلب در مناطق خاصی است که از کودهای شیمیایی نیتروژنی به‌مقدار زیاد استفاده می‌شود، (۳) در مورد فلزات سنگین نیز گستردگی عمومی دیده نشده است. سازمان حفاظت محیط‌زیست اقدام به تعیین حدود مجاز آلودگی خاک و آلاینده‌های ورودی به آن برای کاربری‌های مختلف خاک نموده است.^۶ در این سازمان پتانسیل آلودگی خاک‌های کشور بر اساس منابع آلاینده (انسان‌زاد و طبیعی)، نوع فعالیت (کشاورزی، صنعتی و شهری) و نوع تمرکز آلاینده‌ها نیز مورد ارزیابی قرار گرفته و نقشه‌هایی بر مبنای حوضه آبخیز اصلی تهیه شده است.

تنوع زیستی خاک

نخستین بار واژه تنوع زیستی توسط ریموند داسمن در سال ۱۹۶۸ در کتاب "نوع دیگری از زندگی" به‌کار برده شد. پس از آن و به فاصله یک دهه این واژه بسیار پذیرفته شد تا جایی که در دهه ۱۹۸۰ در علوم و سیاست محیطی وارد شد. تنوع زیستی در ساده‌ترین تعریف به سطوح مختلف زندگی بر روی زمین، یا به بیانی، به همه شکل‌های زندگی از ژن‌ها تا گونه‌ها و زیست‌بوم‌ها گفته می‌شود. تنوع زیستی نوعی میزان برای سنجش سلامت زیست‌بوم‌ها است و در مناطق استوایی بیشینه و در قطب‌ها کمینه است. تغییرهای تند محیطی اغلب به انقراض‌های

^۶ - استانداردهای مربوطه در این صفحه قابل مشاهده است: سازمان حفاظت محیط زیست - صفحه جدید اصلی آب و خاک (doe.ir)

گروهی می‌انجامد. گفته می‌شود درصد کمی از گونه‌هایی که در زمین می‌زیسته‌اند، اکنون وجود دارند. تنوع زیستی فعلی، محصول میلیاردها سال تکامل موجودات است که با فرآیندهای طبیعی (و البته به‌طور فزاینده‌ای تحت تأثیر انسان) به وجود آمده است. خاک‌ها یکی از مخازن اصلی جهانی تنوع زیستی هستند و مطالعات نشان داده که بیش از ۴۰ درصد از موجودات زنده در زیست‌بوم زمین در طول چرخه زندگی مستقیماً با خاک در ارتباط هستند (دیکنز و همکاران، ۲۰۰۶). در کره زمین تنوع زیستی در زیر خاک خیلی بیش‌تر از روی خاک است و گفته می‌شود حدود ۲۵ درصد تنوع زیستی کره زمین مربوط به خاک است.

تنها یک تا دو درصد میکروفلور خاکری شناخته‌شده در صورتی‌که برای جانداران بزرگ‌تر به علت تنوع کم‌تر و اندازه بزرگ‌تر، تعداد بیش‌تری شناسایی شده‌اند. جانداران خاک در تنظیم آب و هوا، چرخه کربن خاک، در کربن‌اندوزی، در شکل‌گیری خاک و ممانعت از فرسایش، تنظیم رواناب، تصفیه پساب، جلوگیری از ورود گونه‌های مهاجم، کنترل زیستی آفات مؤثر بوده و عامل تنوع ژنتیکی هستند. به‌طور خلاصه تنوع زیستی خاک می‌تواند به‌طور مستقیم و یا غیرمستقیم در تنظیم زیست‌بوم خاک و رفاه انسان به شیوه‌های مختلف از جمله؛ تغییر شکل کربن، چرخه عناصر غذایی، ساختمان خاک، تنظیم زیستی، شرکت در ممانعت از تخریب خاک، بازیابی خاک و کاهش تخریب، در سلامتی انسان، حیوان و گیاه، کربن‌اندوزی، تنظیم آب و هوا، تنظیم رواناب، تنظیم تنوع و کنترل زیستی، اهمیت زیباشناختی در هنر و فرهنگ و طراحی تأثیرگذار باشد. جانداران خاک همچنین زمینه‌ای برای توسعه فناوری‌های جدید زیستی و صنعت تولید داروهای جدید با منبع زیستی و مطالعات تکاملی و دانش اکولوژی فراهم می‌کنند.

تهدیدات تنوع زیستی خاک که از آن به‌عنوان انقراض ششم شناخته می‌شود، شامل فرایندهایی هستند که به‌صورت طبیعی و یا غیرطبیعی تنوع زیستی خاک را مورد

تهدید قرار می‌دهند. این تهدیدها شامل؛ جنگل‌زدایی، تغییر کاربری اراضی، توسعه شهرنشینی، مدیریت نامناسب خاک، افزایش برداشت، هدررفت کربن آلی خاک، متراکم و غرقابی شدن خاک، اسیدی شدن خاک، عدم تعادل عناصر تغذیه‌ای (نیتروژن و فسفر)، آلودگی، شور و سدیمی شدن، آتش‌سوزی، فرسایش و زمین‌لغزش، تغییر آب و هوا، ورود گونه‌های مهاجم به خاک، کاهش کیفیت و ازهم‌گسیختگی زیستگاه‌ها هستند. مطابق بررسی‌ها، استفاده از میکروب‌های مهندسی‌شده در اصلاح خاک به‌صورت کود زیستی و یا بیوکنترل کم‌ترین تهدید را روی تنوع زیستی خاک داشته، در صورتی‌که کاهش ماده آلی و برداشت بیش از حد محصول، بیش‌ترین تهدید روی خاک نشان داده است.

برخی راهکارهای مدیریتی حفظ تنوع زیستی خاک شامل؛ بی‌خاک‌ورزی یا حداقل خاک‌ورزی، شیوه آبیاری مناسب، تنوع و تناوب کشت، افزودن مواد آلی، کشت مخلوط گیاهان، تلقیح خاک با میکروب‌های مفید مانند قارچ‌های میکوریز و باکتری‌های تثبیت‌کننده نیتروژن هستند؛ اما محدودیت‌های مدیریتی برای حفظ تنوع زیستی و خدمات خاک وجود دارند. برخی از این محدودیت‌ها عبارت از فقدان اطلاعات کافی در مورد تنوع زیستی خاک در سطح ملی و بین‌المللی، نبود یک روش منسجم برای نمونه‌برداری و ارزیابی تنوع زیستی خاک، نبود روش‌های ساده و قابل‌استفاده کشاورزان برای ارزیابی تهدیدات و وضعیت تنوع زیستی خاک، متغیر بودن اثرات تلقیح کود زیستی به خاک بر تنوع زیستی خاک، کمبود منابع در دسترس برای تفسیر نتایج وضعیت تنوع زیستی خاک و عملکرد آن‌ها، محدود بودن مطالعات اثر تهدیدات روی جوامع زیستی خاک هستند.

در کشورهای مختلف پروژه‌های کشاورزی و کشت‌و‌صنعت سبز بر اساس حفظ حداکثر تنوع زیستی خاک طراحی و اجرا شده است. برای مثال در کشور چین پروژه توسعه کشاورزی سبز^۷ اجرا شده است. در استرالیا، پروژه‌ای به‌نام بیوم محیط خاکی استرالیا^۸ برنامه‌ریزی و

^۸ -Biomes of Australian soil environments

^۷ -Agriculture Green Development

اجرا شده است. در این پروژه در بیش از ۱۵۰۰ مکان شامل نواحی استرالیا و قطب جنوب و نواحی بیابانی، زمین‌های کشاورزی، نواحی گرمسیری، کوهستانی، نواحی ساحلی و پشت نواحی ساحلی، تنوع زیستی مطالعه و یک بانک داده جامع به‌عنوان رفرنس و نقشه میکروبیوم خاک استرالیا تهیه شده است.

در واخنینگن هلند نیز از سال ۱۹۶۶ در غالب یک پروژه بزرگ، اطلاعات بیش از ۱۰۰۰ پروفیل خاک از ۸۰ کشور مختلف جمع‌آوری و اطلس جهانی تنوع زیستی خاک ترسیم شد. از دیگر موزه‌ها و بانک خاک می‌توان موزه تاریخ طبیعی سانکنبرگ^۹ را نام برد که یکی از اهداف آن، تأسیس بانک اطلاعاتی جهانی از موجودات خاک و کارکرد آن‌ها بوده است. در روسیه به‌منظور حفظ بیوم خاک و بررسی تغییرات آن، از سال ۱۹۲۹ بانک خاک تأسیس شده است که در آن علاوه بر نگهداری خاک، DNA کل خاک-های بایگانی شده منطبق با تیپ ژنتیکی و خصوصیات خاک نگهداری می‌شود. در امارات متحده عربی پروژه‌ای به‌نام DARWIN 21 با هدف شناخت کامل از تنوع زیستی ریزوسفر بیابان‌های مناطق عرب نشین و مطالعه کاربردها برای توسعه سامانه‌های کشاورزی پایدار در زمین‌های خشک و بی‌آب و علف اجرا شد. در سایر کشورهای پیشرفته با تأسیس بانک‌های خاک توانسته‌اند ذخایر زیستی خاک را برای سالیان سال حفاظت و پایش نمایند. گزارش‌های تنوع زیستی در ایران عمدتاً بر تعداد گونه‌های گیاهی و جانوران خشک‌زی و آبی متمرکز شده است. در ایران تنها تعداد معدودی کلکسیون میکروبی، به‌صورت پراکنده و با هدف نگهداری برخی سویه‌ها با صفات عملکردی مناسب، ایجاد شده‌اند به‌عنوان نمونه، کلکسیون میکروبی در دانشگاه‌های مختلف کشور، کلکسیون میکروبی پژوهشکده بیوتکنولوژی کشاورزی، موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان پژوهش‌های علمی و صنعتی، موسسه تحقیقات گیاه‌پزشکی، موسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور و مرکز ذخایر زیستی را می‌توان نام برد. متأسفانه در این

کلکسیون‌ها هیچ داده‌ای مرتبط با تنوع زیستی خاک‌های کشور به‌ویژه مزارع با کاربری‌های مختلف وجود ندارد. اکثر کارهای پژوهشی انجام‌شده به‌صورت پراکنده و خارج از یک برنامه مدون بدون توجه به محوریت حفظ تنوع زیستی خاک‌های کشور انجام شده است. بنابراین یکی از چالش‌های اصلی مرتبط با تنوع زیستی خاک‌های کشور نبود یک برنامه در سیاست‌های مدیریتی کشور برای شناسایی و حفظ این تنوع بزرگ و تهیه بانک اطلاعاتی می‌باشد.

جمع‌بندی و نتیجه‌گیری

منابع خاک خدمات گسترده‌ای را در اقتصاد، سلامت انسان و زیست‌بوم و حفاظت محیط‌زیست ارائه می‌نمایند. تولید محصولات کشاورزی و در نتیجه تأمین امنیت غذایی، توزیع و تنظیم جریان آب و ذخیره‌سازی آن در طبیعت، ذخیره کربن و تعدیل تغییرات آب و هوایی، حمایت و حفاظت از تنوع زیستی در زیست‌بوم‌ها، پالایش آلاینده‌ها و مواد سمی، استحاله پسماندها و تصفیه فاضلاب‌ها، از جمله مهم‌ترین خدمات و کارکردهای خاک هستند.

جمعیت ایران حدود ۱/۱ درصد جمعیت جهان و سطح کل اراضی کشاورزی آن کمتر از ۰/۴ درصد از اراضی کشاورزی دنیا است. در حال حاضر، سرانه زمین-های کشاورزی در ایران بر اساس اراضی در چرخه تولید، حدود ۰/۱۶ هکتار است. منابع خاک ایران دارای محدودیت‌های ذاتی فراوانی ازجمله شوری، خشکی، عمق کم، سنگریزه‌دار بودن، آهک و گچ هستند. همین منابع اندک خاک به شکل‌های گوناگون از نظر کمی و کیفی دارای روند قهقراپی بوده و با چالش‌های متعددی مواجه هستند. فرسایش خاک، تغییر کاربری اراضی کشاورزی، گسترش شوری، کاهش بنيه حاصلخیزی، فقر مواد آلی، روش‌های نامناسب شخم و عملیات زراعی، فقدان قوانین و ضوابط جهت استفاده مناسب و جلوگیری از تخریب و آلودگی خاک، ورود آلاینده‌ها به خاک و اثرات ناشی از تغییر اقلیم،

^۹ -Senckenberg Natural History Museum Gortitz

ازجمله مسائلی هستند که کمیت و کیفیت منابع خاک را تهدید می‌کنند.

برای رفع مشکلات فعلی خاک‌های کشور و پیشگیری از صدمات آینده، اجرای راهکارها و راهبردهای زیر پیشنهاد و تأکید می‌شود:

اجرای دقیق قانون حفاظت از خاک و آیین‌نامه‌ها و دستورالعمل‌های مربوط به مدیریت پایدار منابع خاک، پیشگیری جدی از تغییر کاربری اراضی به‌ویژه اراضی کشاورزی، حفاظت و مدیریت پایدار خاک در اراضی کشاورزی، جنگلی، مرتعی، صنعتی و شهری، مطالعه، شناسایی و تهیه نقشه‌های مدیریت‌پذیر خاک، با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰، در اراضی کشاورزی و ایجاد بانک‌های اطلاعاتی مربوطه جهت دستیابی به اهداف مذکور و تأمین نیازهای اطلاعاتی کاربران مختلف،

تدوین و اجرای برنامه‌های کلان ملی، ازجمله «افزایش ماده آلی خاک»، «حفاظت خاک و مهار فرسایش»، «بهبود وضعیت حاصلخیزی خاک»، و «پایش مستمر وضعیت کمی و کیفی منابع خاک»،

تلاش برای توسعه روش‌ها و فناوری‌های نوین دانش‌بنیان جهت مدیریت، شناسایی و پایش منابع خاک کشور، تدوین و اجرای برنامه پیشگیری، اصلاح و احیای خاک‌های شور،

تقویت جایگاه تشکیلات اجرایی دستگاه‌های متولی مدیریت و حفاظت خاک،

ایجاد ردیف‌های بودجه و تخصیص منابع مالی برای اجرای برنامه‌های فوری، میان‌مدت، و درازمدت،

تلاش در ارتقاء فرهنگ صحیح بهره‌برداری و مدیریت خاک در بین اقشار مختلف جامعه،

توسعه کشاورزی حفاظتی (خاک‌ورزی بهینه، حفظ پوشش خاک و رعایت تناوب زراعی مناسب).

فهرست منابع

۱. اسدی، ح. ۱۴۰۰. مروری بر وضعیت، و پیشینه آموزش، پژوهش و اجرا در زمینه فرسایش و حفاظت خاک در ایران. هفدهمین کنگره علوم خاک ایران و چهارمین همایش ملی مدیریت آب در مزرعه، تهران، ۲۶ تا ۲۸ مهرماه ۱۴۰۰، ایران.
۲. اصغری مقدم، ا.، برزگر، ر. ۱۳۹۳. بررسی عوامل مؤثر بر غلظت بالای آرسنیک در آب زیرزمینی آبخوان‌های دشت تبریز، علوم زمین، ۲۴(۹۴): ۱۷۷-۱۹۰.
۳. اصغری مقدم، ا.، جلالی، ل. ۱۳۹۳. بررسی آنومالی آرسنیک و منشأ احتمالی آن در آب زیرزمینی دشت خوی. علوم زمین، ۲۴(۹۴): ۱۴۷-۱۵۴.
۴. امامی، ن.، غیومیان، ج.، چرخابی، ا.م.، و رئیس‌یان، ر. ۱۳۸۵. بررسی علل زمین لغزش افسرآباد به‌منظور پیشنهاد گزینه‌های مناسب جهت تثبیت. گزارش نهایی طرح پژوهشی. پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری. ۱۳۲ ص.
۵. امیرپور گورانی، پ.، آسودار، م.ا.، کاظمی، ن.، شافعی‌نیا، ع.، مرواریدی، ن. ۱۳۸۷. بررسی ضایعات خاک ناشی از برداشت محصول سیب‌زمینی و چغندر قند در استان خوزستان به روش مزرعه‌ای. مجموعه مقالات پنجمین کنگره ملی مهندسی ماشین‌های کشاورزی و مکانیزاسیون، ۶-۷ شهریور ۱۳۸۷، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.
۶. بابااکبری ساری، م.، فرحبخش، م.، ثواقبی، غ.ر.، نجفی، ن. ۱۳۹۲. بررسی غلظت آرسنیک در برخی خاک‌های آهکی قروه و جذب آن به‌وسیله ذرت، گندم و کلزا در یک خاک آلوده طبیعی. نشریه دانش آب و خاک، ۲۳(۴): ۱۷-۱.

۷. باختر، ب.، ۱۳۵۲. عملیات حفاظت خاک و آب. اولین کنفرانس بررسی مسائل حفاظت خاک و آبخیزداری، ۳-۹ شهریور ۱۳۵۲، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج.
۸. بلالی، م. ر.، و غفاری نژاد، س.ع. ۱۳۹۸. تحلیل وضعیت حاصلخیزی خاک کشور از دیدگاه مدیریت تلفیقی: چالش‌ها و راهبردها. مجموعه مقالات شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ۸-۵ شهریور ۱۳۹۸. دانشگاه زنجان، زنجان، ایران.
۹. پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری. ۱۳۸۶. مطالعات سیمای حوزه‌های آبخیز، سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور.
۱۰. رحمانی، ح. ر.، کلباسی، م.، حاج رسولیها، ش. ۱۳۷۹. آلودگی خاک به‌وسیله سرب حاصل از وسایل نقلیه در محدوده برخی از بزرگراه‌های ایران. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، ۴(۴): ۳۱-۴۱.
۱۱. رحیمیان، م. ح.، پورمحمدی، س.، هاشمی‌نژاد، ی.، مشکوه، م.ع. ۱۳۹۲. تأثیر تغییر اقلیم بر شوری‌زایی در پهنه‌های مرکزی و شرق ایران. پژوهش‌های خاک (علوم خاک و آب)، ۲۷(۱): ۱-۱۱.
۱۲. رضایی، ح. شهبازی، ک.، سعادت، س.، بازرگان، ک. ۱۴۰۰. بررسی وضعیت آلودگی خاک و محصولات کشاورزی در ایران. مدیریت اراضی، (آماده انتشار)، doi: 10.22092/lmj.2021.125620.177.
۱۳. رفاهی، ح. ۱۳۹۶. فرسایش آبی و کنترل آن. انتشارات دانشگاه تهران. ۶۷۲ ص.
۱۴. رواسانی اصل، س. ۱۴۰۰. بررسی میزان تلفات خاک و عناصر غذایی ناشی از برداشت سیب‌زمینی (مطالعه موردی: سطح شهر کرج). پایان‌نامه کارشناسی ارشد، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه تهران.
۱۵. سامانی مجد، س.، تائبی، ا.، افیونی، م. ۱۳۸۶. بررسی آلودگی خاک حاشیه خیابان‌های شهری به سرب و کادمیوم. محیط‌شناسی، ۴۳: ۱-۱۰.
۱۶. ستاد ملی مقابله با گردوغبار، ۱۳۹۹. گزارش منشأ یابی گردوغبار داخل کشور. سازمان محیط‌زیست کشور، گزارش ایران.
۱۷. سعیدنیا، ا. ۱۳۹۴. بررسی وضعیت زمین کشاورزی در جهان. وزارت جهاد کشاورزی، مؤسسه پژوهش‌های برنامه‌ریزی، اقتصاد کشاورزی و توسعه روستایی، ۱۲ ص.
۱۸. سماوات، س. ۱۳۹۶. گزارش نهایی پروژه "بررسی اثر کاربرد کودهای آلی مختلف بر خواص شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی خاک تحت کشت تناوب گندم-ذرت". مؤسسه تحقیقات خاک و آب. کرج، ایران.
۱۹. سیدالعلماء، س. ن.، ح. اسدی و م. زواره. ۱۳۹۴. اثر فرسایش شخم بر میزان جابجایی و توان تولید خاک (مطالعه موردی: توتکابن در استان گیلان). تحقیقات آب‌و خاک ایران، دوره ۴۶، شماره ۴: ۷۶۹-۷۸۰.
۲۰. شاهویی، ص. ۱۳۶۸. بررسی فاکتورهای مؤثر در فرسایش خاک در ایستگاه تحقیقات حفاظت خاک و آب کوئین و تعمیم نتایج در تهیه نقشه فرسایش خاک آبخیز سرشاخه ملارود. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه تهران، ۱۷۰ صفحه.
۲۱. شرکت ایده پردازان توسعه، ۱۳۹۲. مطالعات تفصیلی - اجرائی و کنترل گالی‌های حوزه کاجو و گرگرو شهرستان چابهار، جلد یازدهم: سنتز و تلفیق، اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان سیستان و بلوچستان، معاونت آبخیزداری، سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور، وزارت جهاد کشاورزی.
۲۲. صفری، ش.، اصغری مقدم، ا.، ندیری، ع.، سیاه‌چشم، ک. ۱۳۹۵. منشأ آرسنیک و چگونگی آزادسازی آن در منابع آب زیرزمینی دشت چهاردولی استان کردستان. علوم زمین، ۲۵(۹۹): ۲۶۱-۲۷۰.

۲۳. صوفی، م. ۱۳۹۴. بررسی و طبقه‌بندی آبکندهای ایران (فاز ۱)، گزارش نهایی طرح تحقیقاتی، پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری، ۹۲ ص.
۲۴. صوفی، م.، ر. بیات، ا. پرتوی. ۱۴۰۱. روش‌های کنترل و مرمت آبکندها در استان‌های مختلف ایران. مهندسی و مدیریت آبخیز، ۱۴(۱): ۱-۱۶.
۲۵. عرب‌خدری، م. ۱۳۸۴. بررسی رسوب‌دهی معلق حوزه‌های آبخیز ایران. مجله تحقیقات منابع آب ایران. ۲، ۶۱-۵۱.
۲۶. عرب‌خدری، م. ۱۳۹۳. مروری بر نرخ فرسایش آبی و تولید رسوب در ایران. ترویج و توسعه آبخیزداری. ۲ (۴): ۲۳-۳۰.
۲۷. عرب‌خدری، م. ۱۴۰۰. وضعیت فرسایش آبی و رسوب‌دهی ایران، واکاوی آماری و مقایسه‌ای. مجله پژوهش‌های راهبردی در علوم کشاورزی و منابع طبیعی، ۶(۲): ۱۳۹-۱۵۶.
۲۸. عرب‌خدری، م.، ص. شادفر و ر. سکوتی اسکوئی. ۱۳۹۵. تدقیق ارقام فرسایش آبی و تعیین مقدار مجاز آن در کشور. گزارش نهایی طرح پژوهشی، پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری.
۲۹. عرب‌خدری، م.، ص. شادفر و ر. سکوتی اسکوئی. ۱۳۹۵. تدقیق ارقام فرسایش آبی و تعیین مقدار مجاز آن در کشور. گزارش نهایی طرح پژوهشی، پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری.
۳۰. عرب‌خدری، م.، ع. و. خوجینی، ش. حکیم‌خانی، ا.ح. چرخابی و ع. تلوری. ۱۳۸۸. برآورد رسوب‌دهی و تهیه نقشه تولید رسوب برای ایران. گزارش نهایی پروژه تحقیقاتی، پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری، ۱۳۵ ص.
۳۱. علی‌دوست ا. ح. اسدی ن. پیرولی بیرانوند و ع. موسوی. ۱۳۹۱. کاربرد روش انگشت‌نگاری چند پارامتری به‌منظور منشایابی رسوبات (مطالعه موردی در غرب استان گیلان). تحقیقات آب‌و‌خاک ایران، جلد ۴۳، شماره ۴، ص ۲۸۹ تا ۲۹۵.
۳۲. فرهنگستان علوم کشاورزی جمهوری اسلامی ایران، ۱۳۷۹، فرهنگ کشاورزی و منابع طبیعی، جلد دهم، گروه علوم کشاورزی- ۲۰، انتشارات دانشگاه تهران، چاپ اول، زمستان، ۲۶۵ ص، انتشارات دانشگاه تهران.
۳۳. کاردان، ر.، قبادی، م.، میرصانعی، ر. ۱۳۸۶. زمین‌لغزش‌های کشور مبتنی بر عکس‌های هوایی. پنجمین کنفرانس زمین‌شناسی مهندسی کشور، تهران، دانشگاه تربیت‌معلم.
۳۴. گیتی‌پور، س.، نبی بیدهندی، غ. ر.، امین‌گرچی، م. ۱۳۸۳. بررسی آلودگی خاک‌های جنوب پالایشگاه تهران در اثر نشت ترکیبات نفتی. مجله محیط‌شناسی، ۳۴: ۳۹-۴۵.
۳۵. مارزی، م. توفیقی، ح.، فرحبخش، م.، شهبازی، ک. ۱۳۹۹. تهیه نقشه آرسنیک در خاک‌های استان آذربایجان شرقی و بررسی امکان کنترل آزادسازی آن (مطالعه موردی شهرستان هشتروند). تحقیقات آب‌و‌خاک ایران، ۵۱(۸): ۲۱۰۱-۲۱۱۰.
۳۶. مشیری، ف. ۱۳۹۶. گزارش نهایی پروژه "بررسی تأثیر مقادیر و منابع مختلف کودهای آلی در تأمین فسفر موردنیاز در تناوب گندم-ذرت". نشریه شماره ۲۰۷۲. موسسه تحقیقات خاک و آب.
۳۷. موسسه تحقیقات خاک و آب، ۱۳۹۳. گزارش مبانی و ارکان برنامه راهبردی موسسه تحقیقات خاک و آب. سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، وزارت جهاد کشاورزی.
۳۸. مؤمنی، ع. ۱۳۸۹. پراکنش جغرافیایی و سطوح شوری منابع خاک ایران. پژوهش‌های خاک، ۲۴(۳)، ۲۱۵-۲۰۳.

۳۹. میرزاشاهی، ک. ۱۳۹۵. بررسی تأثیر منابع و مقادیر مختلف کودهای آلی در تأمین پتاسیم موردنیاز گیاه در تناوب گندم - ذرت. گزارش نهایی پروژه. موسسه تحقیقات خاک و آب. کرج، ایران.
۴۰. نبی‌اللهی، ک.، حیدری، ا.، تومانیان، ن.، ثواقبی، غ.ر. ۱۳۹۲. ارتباط خصوصیات خاک در سطوح مختلف ژئومورفیک با تغییرات مکانی آرسنیک خاک (مطالعه موردی: منطقه بیجار، استان کردستان). مجله مدیریت خاک و تولید پایدار، ۳(۲): ۱-۲۷.
۴۱. نصرتی، ک.، رستمی، م.، امینی، م. ۱۳۹۸. برآورد هدررفت خاک ناشی برداشت محصول سیب‌زمینی در دشت قروه و دهگلان، استان کردستان. تحقیقات کاربردی خاک، جلد ۷ شماره ۱. ص ۱۷۷-۱۸۶.
۴۲. نصرتی، ک.، م. رستمی، م.، امینی. ۱۳۹۸. برآورد هدررفت خاک ناشی از برداشت محصول سیب‌زمینی در دشت قروه و دهگلان، استان کردستان. تحقیقات کاربردی خاک، ۷(۱)، ۱۷۷-۱۸۶.
۴۳. نیک‌کامی، داود و شادفر، صمد. ۱۴۰۰. تهیه نقشه فرسایش خاک در حوضه‌های دارای ایستگاه رسوب‌سنجی کشور. مهندسی و مدیریت آبخیز، ۱۳(۲)، ۴۷۹-۴۹۶.
44. Ashraf, M. and P.J.C. Harris. 2005. Abiotic Stresses: Plant Resistance through Breeding and Molecular Approaches. Haworth Press, New York, USA.
45. Borrelli, P., D.A. Robinson, L.R. Fleischer, E. Lugato, C. Ballabio, C. Alewell, K. Meusburger, S. Modugno et al., 2017. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. Nat Commun 8, 2013. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>.
46. De Pauw E., V.R. Ghasemi Dehkordi, and A. Ghaffari. 2018. Agroecological Zones. In: Roozitalab M., Siadat H., Farshad A. (eds) The Soils of Iran. World Soils Book Series. Springer, Cham., Chapter 9. https://doi.org/10.1007/978-3-319-69048-3_9.
47. Fakayode, S.O. and B.I. Olu-Owolabi. 2003. Heavy metal contamination of roadside topsoil in Osogbo, Nigeria: Its relationship to traffic density and proximity to highways. Environmental Geology, 44, 150-157.
48. FAO. 2019. Soil Erosion: the greatest challenge to sustainable soil management. Rome. 100 pp.
49. Faraji, M., A. Amirian-Chakan, M. Jafarizadeh, and A. Mohammadian-Behbahani. 2017. Soil and nutrient losses due to root crops harvesting: a case study from southwestern Iran. Archives of Agronomy and Soil Science, 63(11), 1523-1534, DOI: 10.1080/03650340.2017.1296133.
50. Karimi, N., and M. Alavi. 2016. Arsenic contamination and accumulation in soil, groundwater and wild plant species from Qorveh County, Iran. Biharean Biologist 10(2), 69-73.
51. Keshavarzi, B., F. Moore, M. Mosaferi, and F. Rahmani. 2011. The source of natural arsenic contamination in groundwater, west of Iran. Water Quality, Exposure and Health, 3(3-4), 135-147.
52. Lal, R., J. Bouma, E. Brevik, L. Dawson, D.J. Field, B. Glaser, ... and J. Zhang. 2021. Soils and sustainable development goals of the United Nations: An International Union of Soil Sciences perspective. Geoderma Regional, Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00398>.
53. McBratney, A., D.J. Field, and A. Koch. 2014. The dimensions of soil security. Geoderma, 213, 203-213. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>.
54. Morgan, R.C.P. 2005. Soil Erosion and Conservation. Third Edition, Blackwell Publisher, Oxford, London.
55. Mosaferi, M., S. Nemati, F. Armanfar, A. Nadiri, and A. Mohammadi. 2017. Geogenic Arsenic contamination in Northwest of Iran; Role of water basin hydrochemistry. Journal of Environmental Health and Sustainable Development, 2(1), 205-216.

56. Mosaferi, M., M. Shakerkhatibi, S. Dastgiri, M.A. Jafarabadi, A. Khataee, and S. Sheykholeslami. 2014. Natural Arsenic pollution and hydrochemistry of drinking water of an urban part of Iran. *Avicenna Journal of Environmental Health Engineering*, 1(1), e164.
57. Moshiri, F., S. Samavat, and M.R. Balali. 2017. Soil organic carbon: A key factor of sustainable agriculture in Iran. pp. 492-496. *Proceedings of the global symposium on soil organic carbon*. 21-23 March, 2017. FAO, Rome, Italy.
58. Nearing, M.A., Y. Xie, B. Liu, and Y. Ye. 2017. Natural and anthropogenic rates of soil erosion. *International Soil and Water Conservation Research*, 5(2), 77-84. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.04.001>.
59. Roozitalab, M.H., H. Siadat, and A. Farshad. 2018. *The Soils of Iran*. World Soils Book Series. Springer, Switzerland.
60. Siadat H., M. Bybordi, and M.J. Malakouti. 1997. Salt-affected soils of Iran: a country report. A paper presented in the Seminar on the Salt Affected Soils, September, 1997, Cairo, Egypt.
61. Soufi, M., R. Bayat, A.H. Charkhabi. 2020. Gully erosion in IR Iran: characteristics, processes, causes, and land use. In: *Gully erosion studies from India and surrounding regions*. Cham: Springer; p. 357–368.
62. U.N., 2020. *The Sustainable Development Goals Report*. United Nations, New York, NY.
63. Vargas, R., E.L. Pankova, S.A. Balyuk, P.V. Krasilnikov, and G.M. Khasankhanova. 2018. *Handbook for Saline Soil Management*. FAO, Rome, Italy.
64. Verheijen, F.G.A., R.J.A. Jones, R.J. Rickson, and C.J. Smith. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth Sci. Rev.* 94, 23–38.
65. Zandsalimi, S., N. Karimi, and A. Kohandel. 2011. Arsenic in soil, vegetation and water of a contaminated region. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 8(2), 331 – 338.

Challenges and Limitations of Soil and Land Resources in Iran

H. Asadi, H. Besharati¹, and M. Gorji

Associate Professor, Soil Science Departments, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, University of Tehran, Karaj, Iran. ho.asadi@ut.ac.ir

Professor, Soil and Water Research Institute; Agricultural Research, Education, and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran. hbesharati@swri.ir

Professor, Soil Science Departments, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, University of Tehran, Karaj, Iran. mgorji@ut.ac.ir

Abstract

Iran, is located in the arid and semi-arid regions of the world, so due to geological and topographic conditions, has various and extensive limitations in soil resources and lands. These restrictions, along with unprincipled and intensive exploitation over the past few decades, have posed many challenges to these resources and thus endangered food security and public health. In this article, while briefly stating the importance and functions of soil, the current situation, and the most important challenges and limitations of soil resources in the country are explained. According to available information and data, soil water and wind erosion is the most important cause of soil degradation in Iran, which has many economic, social and environmental consequences. The lowest soil erosion estimated in the country is much higher than its tolerable (average amount of soil formation). The most important cause of soil degradation in agricultural lands, especially irrigated farms, is soil salinity. At least 50% of the country's irrigated lands are facing an increasing problem of salinity. Land use change can be considered as the most important and urgent challenge of the soil resources, especially fertile lands, which also has negative economic, social, cultural and security consequences. Lack of organic carbon and loss of soil fertility, especially agricultural lands, are important limitations of soil quality that severely threaten food security and health. The degradation of soil resources has not only affected its productive function, but has also drastically reduced the capacity of lands and territories to cope with climate change, drought and floods. Occurrence of floods with a frequency greater than the return period of rainfall events, as well as hydrological and agricultural droughts, more severe than climatic droughts, are signs of this degradation.

Keywords: soil degradation, land use change, soil salinity, soil erosion, organic carbon

¹ - Corresponding Author: Soil and Water Research Institute; Agricultural Research, Education, and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran.

Application of rhizobium containing biofertilizers to legume farms (Techniques, potentials, advantages, and limitations)

H. Khosravi¹ and H. Asadi Rahmani

Research Associate Professor, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran. hkhosravi@areeo.ac.ir

Professor, Soil and Water Research Institute; Agricultural Research, Education, and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran. asadi_1999@yahoo.com

Abstract

Legumes, as the main components of human diet, have of long been planted in rotation with other crops. An important characteristic of legumes is their capacity to establish a symbiotic relationship with rhizobium bacteria to fix nitrogen. Proper management of this relationship in soil is a major step toward sustainable agriculture and environmental protection. The discovery and isolation of rhizobium dates back to 130 years ago and it was only a few years later that the first rhizobium containing biofertilizer was made available to the market. In Iran, the biofertilizer was first imported in the 60s for application to soya farms. The abundance of research over the past few decades indicates enhanced performance of legumes as a result inoculating them with rhizobia. The need for rhizobium inoculation may be explained by the lack of especially symbiotic rhizobium bacteria in soils, their low soil populations, and their death or degraded efficiency through time due to environmental stresses. Rhizobium-enriched biofertilizers come in the different forms of liquid, powder, and granules contained in mineral or organic carriers used for seed inoculation. The vast area under legume cultivation, availability of the infrastructure required for biofertilizer production, availability of professionals and technical know-how, public acceptance of organic agricultural crops, and the support mechanisms and incentives provisioned in national macro-policy documents may be claimed as potential motivations for the production and consumption of rhizobium biofertilizers in Iran. However, abundance and rapid productivity of chemical fertilizers, current challenges facing the commercialization of such products, and low consumer awareness and confidence may be claimed as the limitations of such biofertilizers. The following procedures may be recommended for the consumption of rhizobium-containing biofertilizers: conducting surveys of soils from different regions to determine the presence of rhizobia that might be symbiotic with legume crops, investigating the inoculation of target legume seeds with efficient and symbiotic rhizobia, investigating the possibility of cultivating legumes in favorable regions with no history of legume cropping, conducting basic research on indigenous soil bacteria and their competition with rhizobium strains introduced into soils, carrying out molecular research to enhance the symbiotic capacity of legumes, and education and extension activities through both mass and social media to raise public awareness of the advantages of rhizobium biofertilizers.

Keywords: *Inoculation, Legumes, Nitrogen fixation*

¹- Corresponding author: Soil Biology Department, Soil and Water Research, POBox: 31785-311, Karaj, Iran.

Investigation of Soil Pollution and Agricultural Crops in Iran

H. Rezaei¹, K. Shahbazi, S. Saadat, and K. Bazargan

Associate Professor, Department of Soil Reclamation and Sustainable Land Management, Soil and Water Research Institute; Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO); Karaj, Iran.

Rezaei_h@yahoo.com

Associate Professor, Laboratories Department, Soil and Water Research Institute; Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO); Karaj, Iran. **shahbazikarim@yahoo.com**

Associate Professor, Department of Soil Reclamation and Sustainable Land Management, Soil and Water Research Institute; Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO); Karaj, Iran.

saeed_saadat@yahoo.com

Associate Professor, Laboratories Department, Soil and Water Research Institute; Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO); Karaj, Iran. **k_bazargan@yahoo.com**

Abstract

Many factors are involved in the production of healthy crop products and their monitoring requires a process-based and systemic approach at all stages from site selection to consumption. The present paper draws upon national and international experiences reflected in reviews in order to identify the most important factors affecting crop quality; the results will be expectedly exploited toward designing future studies and developing measures to improve crop quality. Soil is the medium in which agricultural production takes place. Although geological formations with high concentrations of pollutants (especially heavy metals) might pollute soil resources, human activities including polluting industrial activities, improper application of agricultural inputs such as pesticides, chemical and organic fertilizers (especially phosphate fertilizers and non-standard sewage sludge), undertreated effluents, and atmospheric deposits (especially in urban and peri-urban areas) are some of the factors that expose soil and agricultural production more severely to the adverse effects of such pollutants. Water pollution cannot be divorced from that of soil as they are closely related. While certain reports attribute soil pollution in parts of Iran solely to heavy metals with geohydrological origins, long-time crop irrigation using wastewater with high pollutant loads should not be ignored as a serious source of soil pollution. It should be noted that management plays a pivotal role in growing healthy products via using healthy inputs while maintaining biodiversity but that this cannot be achieved in the absence of such healthy basic resources as: a) soil, b) water, and c) air. In other words, unhealthy crops with pollutant loads result from both production processes and the environmental factors affecting them. A review of some domestic studies revealed that extensive background experience is required in the various sampling, measurement, and reporting skills, given the high sensitivity of these processes, to arrive at sound interpretations of the results of nitrate and heavy metals concentrations reported in some domestic journals. These studies have reported high concentrations of nitrate in spinach, lettuce, and celery but lower concentrations in such fruits as tomatoes, watermelon, and cantaloupe. Crops such as cucumbers, celery, and potatoes reportedly accounted for the highest nitrate concentration exceeding the allowable nitrate limits but minimum levels in tomatoes, watermelons, and cantaloupes. This is while heavy metal contaminations in plants have not been extensively reported on. Production of crops with allowable limits of pollutants presupposes due consideration of the factors outlined above. The approach proposed in this article requires soil fertility management, proper selection of crop species and cultivars, prohibited farming in contaminated lands, and avoidance of soil exposure to atmospheric deposition and polluted waters. These goals, in turn, may be achieved through accurate monitoring of agricultural product quality and identification of high-risk farming regions.

Keywords: Remediation, Pollution, Heavy metals, Nitrate, Geogenic, Anthropogenic

1 -Corresponding author: Soil and Water Research Institute, Imam Khomeini Blvd., Meshkin Dasht, Karaj. Iran.

Land Assessment: The Prerequisite to Sustainable Development

N. Toomanian¹ and A. Zenadini Meymand

Associate professor of Soil Science, Soil and Water Research Department, Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Isfahan, Iran. norairtoomanian@gmail.com

Assistant professor, Soil and Water Research Institute, Agricultural and Natural Resources Research and Education Organization, AREEO, Tehran, Iran. Ali_zeinadin@yahoo.com

Abstract

With the new concepts and goals defined under global ecosystem sustainability and the potential contributions of soil ecosystems to the sustainability of nature and natural resources, efforts have been made to redefine the role of the science of evaluation in achieving the goals thereby defined. Introducing the components of a sustainable ecosystem, the present study strives to explore the functions of soil ecosystem and to define the role of land assessment in developing a road map toward environmental sustainability. Although the science of evaluation serves as the foundation for decision and policy making processes, it has not yet been properly and systematically exploited to achieve optimally integrated resource management. Environmental assessment, no matter how it is employed, is still the missing link in decision and policy making processes as part of sustainable resource management. It, indeed, requires due consideration in all such processes as it plays a pivotal role in bridging all environmental, economic, and engineering disciplines. Land evaluation is a discipline that characterizes soil composition in terms of its quality, degradation, flexibility, safety, health, productivity, behavior, and efficiency and, in conjunction with an evaluation of soil ecosystem functions, defines the roles each of the soil characteristics plays in integrated land management.

Keywords: Land evaluation, Missing link, Sustainable soil management

¹ - Corresponding author: Soil and Water Research Department, Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Isfahan, Iran.

A Framework for Integrated Soil Fertility and Plant Nutrition Management in Iran

F. Moshiri¹, M. R. Balali, F. Rejali, and A. Sedaghat

Assistant Prof., Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran. fmoshiri@swri.ir

Assistant Prof., Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran. mrbalali68@gmail.com

Associate Prof., Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran. frejali@yahoo.com

PhD student in the Faculty of Agriculture, University of Guilan, Rasht, Iran. Azadehsedaghat65@gmail.com

Abstract

In congruence with the idea of sustainable development, integrated soil fertility and plant nutrition management has received global attention. The challenges facing soil fertility and plant nutrition in Iran include low soil organic carbon and nutrient contents, imbalanced plant nutrition, low nutrient efficiency, ineffective soil fertility system, environmental stresses, non-efficient fertilizer application, and inadequate knowledge transfer to users. Under these conditions, recommending proper fertilizers will be a multi-faceted and complex task. The development of a framework that incorporates all the factors involved into a single management package is the prerequisite to the integrated soil fertility and plant nutrition management as a smart system for applying an optimal assortment of chemical, organic, and biological sources of nutrients well adapted to environmental and local conditions and aimed at optimized exploitation of inherent soil capacities in a cropping system while sparing negative effects on soil ecological services. The desired integrated management system must be capable of duly accounting for all the components including plant variety; chemical, organic, and biological fertilizers; cropping system; climatic and soil conditions; and socio-economic parameters. The present study introduces the following three steps to achieve an integrated management system: 1) participation of all the stakeholders in the design, prioritization, implementation, and monitoring processes; 2) integrated use of chemical, organic, and bio-fertilizers in terms of amounts, timing, and method of application well adapted to the nutritional requirements of the plant varieties grown in the established cropping system with due consideration of environmental stresses; and 3) dissemination of localized knowledge and know-how of the integrated management system with the help of local extensionists and volunteer farmers from a pilot farm for replication and achievement of the expected outcomes in other farming sites.

Keywords: Integrated plant nutrition, Participatory approach, Soil fertility challenges

¹ - Corresponding author: Soil and Water Research Institute.

A Review of Soil Economic Valuation

R. Skouti Oskouei¹ and H. Besharati

Associate Professor, Division of Soil Conservation and Watershed Management Research; Western Azabayejan Institute of Agricultural and Natural Resources Research and Education; Agricultural Research, Education, and

Extension Organization (AREEO), Urumia, Iran. rezasokouti@gmail.com

Professor, Soil and Water Research Institute; Agricultural Research, Education, and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran. hbesharati@swri.ir

Abstract

The present paper investigates soil valuation and explores the intricacies associated with the development of a standard framework for a sound soil valuation system. Drawing upon a review of studies conducted across the world, we identify the techniques commonly used in estimating the economic value of soil that best suits the conditions in Iran. The ‘ecosystem services’ and ‘total economic value’ (TEV) frameworks are being currently employed for economic valuation of environmental resources and that of soil as the main component of the environment. A variety of methods have been developed for estimating the economic profits of ecosystem services and the costs arising from ecosystem degradation. In most cases, base cost estimation involves replacement cost, opportunity cost, damage cost avoid, and replacement cost methods. Study of the implementation of these methods as well as their associated requirements including soil nutrient content and current land use as well as soil conservation and watershed management practices in use reveal that the above methods can be effectively implemented because not only the required infrastructure but also the necessary data are currently available at the state-level. A salient feature of these methods is that they guarantee more tangible and calculable advantages, basic significance for environmental resources, and non-recurrent concerns about environmental commodities; care must, however, be taken in the measurement system employed for the monetary value of resources during environmental assessment since only investment and labor revenues are taken into account while the revenues due to the exploitation of vital resources and services are ignored and never ever included in the absence of a pricing policy, which obviously causes the values of natural resources to remain unaccounted for in economic estimations.

Key words: Soil economic value, Land use, Soil nutrients, Environment

¹ - Corresponding author: Agricultural Research, Education, and Extension Organization (AREEO), Urumia, Iran.

Subject	Page
A Review of Soil Economic Valuation.....	1
<i>R. Skouti Oskouei and H. Besharati</i>	
A Framework for Integrated Soil Fertility and Plant Nutrition Management in Iran.....	2
<i>F. Moshiri, M. R. Balali, F. Rejali, and A. Sedaghat</i>	
Land Assessment: The Prerequisite to Sustainable Development.....	3
<i>N. Toomanian and A. Zenadini Meymand</i>	
Investigation of Soil Pollution and Agricultural Crops in Iran.....	4
<i>H. Rezaei, K. Shahbazi, S. Saadat, and K. Bazargan</i>	
Application of rhizobium containing biofertilizers to legume farms (Techniques, potentials, advantages, and limitations).....	5
<i>H. Khosravi and H. Asadi Rahmani</i>	
Challenges and Limitations of Soil and Land Resources in Iran.....	6
<i>H. Asadi, H. Besharati, and M. Gorji</i>	

**Ministry of Jihad-e-Agriculture
Agricultural Research, Education and Extension Organization
Soil and Water Research Institute**

**Special Issue
Journal of Land Management**

***Vol. 10, No. 1*
2022**

**Manager-in-Charge: Hadi Asadi Rahmani, PhD
Director General, Soil and Water Research Institute**

**Editor-in-Chief: Hossein Besharati, PhD
Professor, Soil and Water Research Institute**

Editorial Board

Naser Aliasgharzad, PhD	Professor, Faculty of Agriculture, Tabriz University
Hossein Asadi, PhD	Associate Prof., College of Agriculture and Natural Resources, Tehran University
Hossein Besharati, PhD	Professor, Soil and Water Research Institute
Hossein A. Bahrami, PhD	Associate Prof., Faculty of Agriculture, Tarbiat Modarres University
Mohammad R. Balali, PhD	Assistant Prof., Soil and Water Research Institute
Manuchehr Gorji, PhD	Professor, College of Agriculture and Natural Resources, Tehran University
Mohammad A. Hajabbasi, PhD	Professor, Faculty of Agriculture, Isfahan Industrial University
Mohammad H. Mohammadi	Associate Prof., College of Agriculture and Natural Resources, Tehran University
Aziz Momeni, PhD	Associate Prof., Soil and Water Research Institute
Mohammad H. Roozitalab, PhD	Associate Prof., Agricultural Research, Education and Extension Organization
Saeed Saadat, PhD	Assistant Prof., Soil and Water Research Institute
Mohammad R. Shahpasand, PhD	Imam Khomeini Higher Education Center

Executive Manager: Farhad Moshiri
Type and Design: Fatemeh Aghajani

**Postal Address: P. O. Box: 317793545, Karaj – IRAN
Tel / Fax: 026-36220160
Soil and Water Research Institute Website: www.swri.ir
Journal Website: <http://lmj.areo.ir>**

Special Issue

Journal of Land Management



ISSN: 2345-6205

Volume 10/ No. 1/ 2022

Subject	Page
A Review of Soil Economic Valuation..... <i>R. Skouti Oskouei and H. Besharati</i>	1
A Framework for Integrated Soil Fertility and Plant Nutrition Management in Iran..... <i>F. Moshiri, M. R. Balali, F. Rejali, and A. Sedaghat</i>	2
Land Assessment: The Prerequisite to Sustainable Development..... <i>N. Toomanian and A. Zenadini Meymand</i>	3
Investigation of Soil Pollution and Agricultural Crops in Iran..... <i>H. Rezaei, K. Shahbazi, S. Saadat, and K. Bazargan</i>	4
Application of rhizobium containing biofertilizers to legume farms (Techniques, potentials, advantages, and limitations)..... <i>H. Khosravi and H. Asadi Rahmani</i>	5
Challenges and Limitations of Soil and Land Resources in Iran..... <i>H. Asadi, H. Besharati, and M. Gorji</i>	6