استفاده از تحلیل چندمتغیره به منظور ارزیابی کیفیت خاک در اراضی کشاورزی استان زنجان

سمیه حمیدی نهرانی[۱]، محمدصادق عسکری[۲]*، سعید سعادت[۳]، محمدامیر دلاور[۴]، مهدی طاهری[۵]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۱/۱۶ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۴/۰۵)

چکیده

شاخص کیفیت خاک به عنوان ابزاری کمّی برای ارزیابی تأثیر کاربری و سیستم‌های مدیریتی بر شرایط خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد. هدف از این تحقیق کمّی کردن کیفیت خاک در بوم‌سازگان‌های کشاورزی استان زنجان با استفاده از تحلیل‌های چندمتغیره می‌باشد. ۱۵۴ نمونه خاک از ۷۷ مزرعه در سطح استان زنجان (۲۷ نمونه در کاربری آبی و ۵۰ نمونه در کاربری دیم) از عمق صفر تا ۳۰ و ۳۰ تا ۶۰ سانتی‌متری جمع‌آوری شد. ۲۴ ویژگی فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک اندازه‌گیری شدند. روش تجزیه به مؤلفه‌های اصلی به‌منظور شناسایی حداقل ویژگی‌های مؤثر (MDS) بر کیفیت خاک استفاده شد. دو گروه از حداقل ویژگی‌های مؤثر با بررسی جداگانه‌ی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی (MDS1) و بررسی کل ویژگی‌ها (MDS2) تعیین شد و قابلیت روش‌های خطی و غیرخطی جهت تهیه شاخص کیفیت خاک مورد بررسی قرار گرفت. چهار شاخص برای کیفیت خاک با استفاده از MDS1 و MDS2 و روش امتیازدهی خطی و غیرخطی محاسبه شد. نیتروژن کل، فسفر، سدیم، روی و مس قابل جذب، کربن زیست‌توده میکروبی، شاخص سهم میکروبی، میانگین وزنی قطر خاکدانه و جرم مخصوص ظاهری به عنوان MDS1 تعیین شدند. کربن آلی، فسفر، سدیم، روی و مس قابل جذب، شاخص سهم میکروبی، میانگین وزنی قطر خاکدانه و ضریب جذب‌پذیری خاک به عنوان MDS2 شناسایی شدند. هر دو روش کارایی کافی برای شناسایی حداقل ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک را داشتند. شاخص‌های خطی کیفیت خاک ($p<0.001$) نسبت به شاخص-های غیرخطی ($p<0.01$) قابلیت بیشتری برای تفکیک کیفیت خاک بین دو کاربری دیم و آبی نشان دادند. شاخص کیفیت محاسبه‌شده با استفاده از تابع خطی و MDS1 نشان داد کیفیت خاک در کاربری آبی (۰/۵۲۴) شرایط بهتری نسبت به کاربری دیم (۰/۴۳۳) دارد. شاخص کیفیت خاک محاسبه شده با استفاده از MDS2 نیز روند مشابهی را بین کاربری آبی (۰/۵۱۵) و دیم (۰/۴۳۳) نشان داد.

واژه‌های کلیدی: کاربری آبی، کاربری دیم، مدیریت خاک، تجزیه به مؤلفه‌های اصلی

حمیدی نهرانی س.، عسکری م.ص.، سعادت س.، دلاور م.ا.، طاهری م. ۱۳۹۹. استفاده از تحلیل چندمتغیره به منظور ارزیابی کیفیت خاک در اراضی کشاورزی استان زنجان. تحقیقات کاربردی خاک. جلد۸، شماره ۲. صفحه: ۱۵۸- ۱۷۳.

۱- دانشجوی دکتری گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

۲- استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان (مکاتبه کننده)

۳- عضو هیأت علمی مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران

۴- دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

۵- استادیار مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی، استان زنجان

*پست الکترونیک : askari@znu.ac.ir

مقدمه

کیفیت خاک، به‌عنوان ظرفیت خاک برای حفظ تولید زیستی و کیفیت زیست‌محیطی و ارتقای سلامت گیاه، حیوان و انسان تعریف می‌شود (Doran & Parkin, 1994). شاخص‌های کیفیت خاک[1] به‌عنوان ابزاری کمّی برای ارزیابی تأثیر کاربری و سامانه‌های مدیریتی بر شرایط خاک مورد استفاده قرار می‌گیرند (Karlen *et al*., 1997). ارزیابی دقیق و کمّی کیفیت خاک که لازمه‌ی مدیریت پایدار خاک می‌باشد، معمولاً با استفاده از ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک صورت می‌گیرد (Toledo *et al*., 2013). در روش‌های متداول کمّی‌سازی کیفیت خاک، تعیین شاخص‌ها طی سه مرحله شامل انتخاب حداقل ویژگی‌های مؤثر[2] (MDS) از میان کل ویژگی‌های کیفیت خاک، یکسان‌سازی واحدها و مقیاس حداقل ویژگی‌های مؤثر با استفاده از توابع امتیاز-دهی و ادغام امتیازات ویژگی‌ها در یک شاخص واحد انجام می‌شود (Qi *et al*., 2009).

انتخاب حداقل ویژگی‌های مؤثر که لازمه‌ی ارزیابی کمّی کیفیت خاک است، معمولاً با استفاده از روش‌های آماری چندمتغیره مانند تجزیه به مؤلفه‌های اصلی[3] (PCA)، آنالیز تشخیص و رگرسیون چندمتغیره صورت می‌گیرد (Lima *et al*., 2013; Shukla *et al*., 2006). تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA) یک روش آماری است که بر اساس ماتریس همبستگی بین ویژگی‌های خاک، داده‌های مازاد را شناسایی و حذف می‌کند و ویژگی‌های با کم‌ترین وابستگی به‌عنوان حداقل ویژگی‌های مورد نیاز انتخاب می‌شوند (Brejda *et al*., 2000). بر اساس نوع و تأثیر ویژگی خاک بر اهداف انتخاب شده، سه نوع تابع امتیاز-دهی شامل تابع "بیش‌تر بهتر است"[4]، تابع "کمتر بهتر است"[5] و تابع "محدوده‌ی بهینه"[6] برای تبدیل مقادیر حداقل ویژگی‌های مؤثر به امتیازات مورد استفاده قرار می‌گیرد (Masto *et al*., 2008). روش‌های مختلفی برای ادغام امتیاز ویژگی‌ها، به منظور تعیین شاخص‌های کیفیت خاک در منابع استفاده شده است. شاخص کیفیت تجمعی[7] (IQI) و شاخص کیفیت نمورو[8] (NQI) نمونه-هایی از این روش‌ها هستند. در تحقیقی که در اراضی کشاورزی استان قزوین انجام شد، روش‌های شاخص کیفیت تجمعی و شاخص کیفیت نمورو با کل ویژگی‌های مؤثر و حداقل ویژگی‌های مؤثر برای ارزیابی کیفیت خاک بررسی شد. نتایج این تحقیق نشان داد که شاخص کیفیت تجمعی با حداقل ویژگی‌های مؤثر ارزیابی قابل قبولی از کیفیت خاک ارائه کرد (Rahmanipour *et al*., 2014). در پژوهشی دیگر تأثیر تغییر کاربری از مرتع به زراعی بر کیفیت خاک در اراضی خشک و نیمه‌خشک ایران بررسی شد. نتایج نشان داد که کربن آلی، هدایت الکتریکی و آنزیم آریل‌سولفاتاز مؤثرترین ویژگی‌ها برای ارزیابی تأثیر تغییر کاربری بر کیفیت خاک بودند (Raiesi, 2017). در تحقیقی دیگر که در قزوین انجام شد از میان ۱۷ ویژگی خاک، هفت ویژگی کربن آلی، واکنش خاک، هدایت الکتریکی، شن، هدایت هیدرولیکی اشباع، آب قابل استفاده و نیتروژن زیست‌توده میکروبی به عنوان حداقل ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک انتخاب شدند و شاخص کیفیت تجمعی کارایی بهتری برای ارزیابی کیفیت خاک داشت (Gorji *et al*., 2017). بر اساس نتایج نبی‌اللهی و همکاران (Nabiollahi *et al*., 2018) در استان کردستان، شاخص کیفیت تجمعی وزنی ارزیابی بهتری از شاخص کیفیت نمورو داشت و روش امتیازدهی غیرخطی کارایی بیش‌تری برای ارزیابی کیفیت خاک داشت. نتایج پژوهشی دیگر نشان داد که ویژگی‌های نیتروژن کل، فسفرکل، پتاسیم کل، فسفر قابل جذب و رس خاک به-عنوان مهم‌ترین ویژگی‌ها در ارزیابی کیفیت خاک بودند و استقرار پوشش گیاهی شاخص‌های کیفیت خاک را افزایش داد (Zhang *et al*., 2019).

استان زنجان یکی از قطب‌های مهم تولیدات کشاورزی در ایران محسوب می‌شود و دو کاربری دیم و آبی بخش وسیعی از اراضی استان را در بر گرفته است. فرسایش خاک، کاهش توان تولید اراضی و آلودگی خاک مهم‌ترین تهدیدهای مرتبط با شرایط خاک در اراضی استان گزارش شده است (Zanjan Province Governorate, 2014). این تهدیدات، منابع خاک استان را دچار چالش جدی نموده است. روش‌های مدیریتی اجرا شده در اراضی کشاورزی می‌تواند یکی از عوامل مؤثر بر ایجاد مشکلات مربوط به

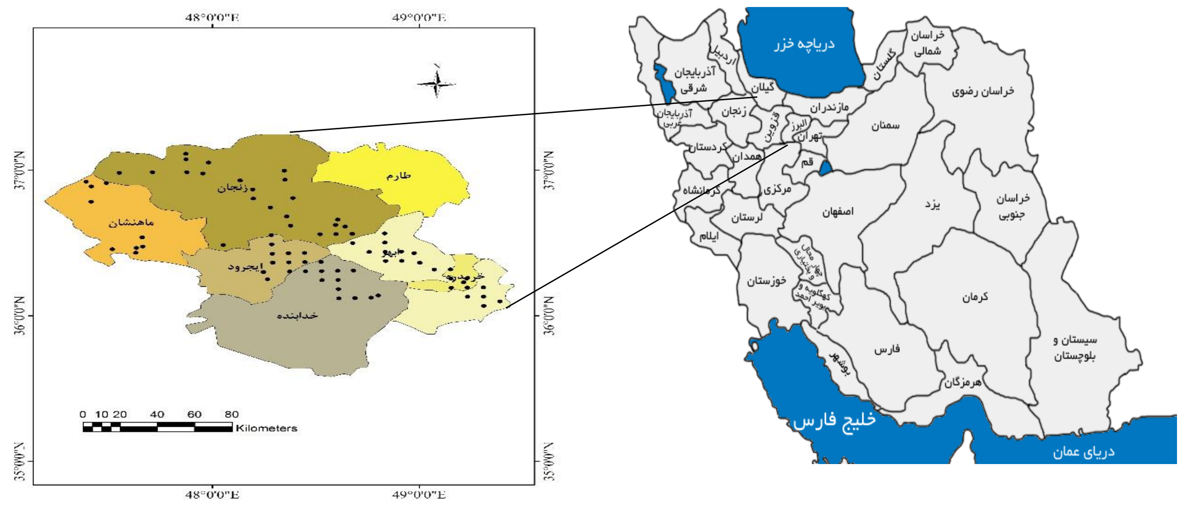
1. Soil quality indices
2. Minimum data set
3. Principal components analysis
4. More is better
5. Less is better
6. Optimal range
7. Integrated Quality Index
8. Nemoro Quality Index

منابع خاک در استان زنجان باشد. در اکثر تحقیقاتی که به منظور کمّی کردن کیفیت خاک انجام شده است، تمرکز بر یک تهدید مثل کاهش توان تولید محصولات بوده و تاکنون تحقیق جامعی بر روی تعداد زیادی از ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک به منظور ارزیابی همزمان چند تهدید و ایجاد شاخص‌های جامع و چندمنظوره بر اساس سه تهدید اصلی (فرسایش خاک، آلودگی خاک و کاهش توان تولید اراضی) برای ارزیابی تأثیر روش‌های مدیریتی بر کیفیت خاک انجام نشده است. هدف اصلی این تحقیق ایجاد شاخص‌های چند-منظوره بر اساس سه تهدید مهم در استان زنجان به منظور ارزیابی جامع کیفیت خاک در دو کاربری آبی و دیم می‌باشد. سایر اهداف شامل تعیین حداقل ویژگی‌های مؤثر با استفاده از روش تجزیه به مؤلفه‌های اصلی است. برای این منظور دو روش تعیین حداقل ویژگی‌های مؤثر مورد مقایسه قرار گرفت. مناسب‌ترین روش محاسبه شاخص‌ها (خطی و غیرخطی) برای ارزیابی کیفیت خاک در اراضی کشاورزی استان زنجان نیز تعیین شد.

مواد و روش‌ها

منطقه‌ی مورد مطالعه و نمونه‌برداری خاک

این پژوهش در اراضی کشاورزی استان زنجان انجام شد (شکل ۱). این استان بین ´۱۰ °۴۷ تا ´۵ °۵۰ طول شرقی و ´۲۵ °۳۵ تا ´۱۰ °۳۷ عرض شمالی واقع است. مساحت استان نزدیک به ۲۲۱۶۴ کیلومترمربع بوده و اقلیم غالب منطقه بر اساس طبقه‌بندی اقلیمی به روش دومارتن، نیمه‌خشک است. رده‌بندی خاک‌های مورد مطالعه بر اساس سیستم رده‌بندی آمریکایی اینسپتی‌سول می‌باشد (Banaei, 2000). متوسط بارندگی سالانه ۳۲۰ میلی‌متر و متوسط دمای سالانه ۱۰/۹۴ درجه سلسیوس است. کاربری عمده در منطقه، کشاورزی دیم با سطح زیر کشت ۶۶۲۱۷۹ هکتار و کشاورزی آبی با سطح زیر کشت ۱۰۷۷۰۴ هکتار می‌باشد. محصول اصلی منطقه گندم با سطح زیر کشت ۳۴۴۲۷۰ هکتار می‌باشد (PBO, 2016). برای انجام تحقیق، ۱۵۴ نمونه‌ی خاک از ۷۷ پایگاه در سطح استان زنجان (۲۷ پایگاه آبی و ۵۰ پایگاه دیم) از عمق صفر تا ۳۰ و ۳۰ تا ۶۰ سانتی‌متری خاک جمع‌آوری شد. طول و عرض جغرافیایی محل پایگاه با استفاده از دستگاه GPS تعیین شد. در انتخاب پایگاه‌های نمونه-برداری، اطلاعات مربوط به کاربری اراضی، نقشه‌ی خاک-های استان و اطلاعات زمین‌شناسی مورد استفاده قرار گرفت. انتخاب پایگاه‌ها به‌گونه‌ای بود که کم‌ترین تفاوت از نظر بافت خاک و ویژگی‌های زمین‌شناسی در بین پایگاه‌ها وجود داشته باشد.



شکل ۱- موقعیت نقاط نمونه‌برداری شده در استان زنجان
Figure 1. Location of sampling sites in Zanjan province

اندازه‌گیری ویژگی‌های کیفیت خاک

ویژگی‌های کیفیت خاک با هدف بررسی تأثیر آن‌ها بر توان تولید اراضی، آلودگی و فرسایش خاک انتخاب شدند. ویژگی‌های فیزیکی شامل جرم مخصوص ظاهری خاک (BD) با برداشت نمونه‌های دست‌نخورده به‌وسیله‌ی یک سیلندر فلزی با حجم مشخص اندازه‌گیری شد (Grossman & Reinsch, 2002)، پایداری خاکدانه به روش الک تر اندازه‌گیری شد و براساس میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار (MWD) (Kemper & Rosenau, 1986) و میانگین هندسی قطر خاکدانه‌های پایدار (GMD) (Nath & Lal, 2017)، محاسبه شد. هدایت هیدرولیکی اشباع خاک (Ks) با استفاده از روش بار افتان در نمونه‌های خاک دست نخورده اندازه‌گیری شد (Klute & Dirkson, 1986). ضریب جذب‌پذیری خاک (Sorptivity) با استفاده از روش فیلیپ (Philip, 1975) در مزرعه اندازه‌گیری شد. برای این منظور حجم مشخصی آب در داخل استوانه‌ای به قطر ۱۰ سانتی‌متر و ارتفاع ۲۵ سانتی‌متر ریخته شد و زمان لازم برای نفوذ آب ثبت شد. ضریب جذب‌پذیری از نسبت ارتفاع آب نفوذ یافته به ریشه‌ی دوم زمان محاسبه شد.

ویژگی‌های شیمیایی شامل واکنش خاک (pH) در گل اشباع با استفاده از pHمتر و هدایت الکتریکی (EC) در عصاره‌ی گل اشباع با استفاده از ECمتر (Rhoades, 1982)، کربن آلی (OC) به روش والکی-بلاک (Nelson & Sommers, 1982)، نیتروژن کل (TN) به روش کجلدال (Carter & Gregorich, 2008)، فسفر قابل دسترس (P) به روش عصاره‌گیری با بی‌کربنات سدیم (Pierzynski, 2000)، پتاسیم قابل دسترس (K) به روش عصاره‌گیری با استات آمونیوم (Black *et al*., 1965)، سدیم محلول (Na) با استفاده از فلیم‌فتومتر (Mehlich, 1953)، کلر (Cl) با استفاده از روش تیتراسیون و نسبت جذب سدیم (SAR) در عصاره‌ی اشباع خاک اندازه‌گیری شدند (Walker & Bernal, 2008). عناصر سنگین شامل آهن (Fe)، روی (Zn)، مس (Cu) و سرب (Pb) قابل جذب به روش عصاره‌گیری با DTPA با استفاده از دستگاه جذب اتمی قرائت شدند (Walsh, 1955). شاخص ذخیره‌ی کربن (Cs) و شاخص ذخیره‌ی نیتروژن (Ns) با استفاده از روابط ۱ و ۲ محاسبه شد:

$$Cs\ (Mg\ ha^{-1}) = SOC\ (\%) \times BD\ (gr\ cm^{-3}) \times (1\text{-}CF) \times D\ (cm) \qquad (۱)$$

$$Ns\ (Mg\ ha^{-1}) = N\ (\%) \times BD\ (gr\ cm^{-3}) \times (1\text{-}CF) \times D\ (cm) \qquad (۲)$$

که در آن‌ها SOC و N درصد کربن آلی و نیتروژن کل، *BD* جرم مخصوص ظاهری، CF نسبت وزنی سنگریزه (ذرات بزرگتر از ۲ میلی‌متر) و D عمق خاک است (Simon *et al*., 2018).

ویژگی‌های زیستی شامل تنفس میکروبی خاک (SMR) با استفاده از شیشه‌های دربسته به مدت هفت روز اندازه‌گیری شد. برای این منظور مقدار دی‌اکسید کربن آزاد شده از ۲۵ گرم خاک مرطوب مزرعه در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد اندازه‌گیری شد (Alef, 1995). کربن زیست‌توده میکروبی (MBC) با استفاده از روش تدخین-استخراج و از اختلاف مقدار کربن آلی در خاک تدخین شده و تدخین‌نشده محاسبه شد (Vance *et al*., 1987). ضریب متابولیکی (qCo2) به صورت دی‌اکسیدکربن آزاد شده از تنفس هر واحد کربن زیست توده میکروبی در واحد زمان تعیین شد (Anderson & Domsch, 1993). شاخص سهم میکروبی (qmic) از نسبت کربن زیست توده میکروبی به کربن آلی خاک محاسبه شد (Anderson, 2003). تمام اندازه‌گیری‌ها در سه تکرار انجام شد.

تعیین حداقل ویژگی‌های مؤثر (MDS)

حداقل ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک بر اساس دو روش پیشنهاد شده در منابع تعیین شد. در روش اول، برای هر گروه از ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک، حداقل ویژگی‌های مؤثر به صورت جداگانه تعیین و سپس مجموع آن ویژگی‌ها به‌عنوان MDS1 در نظر گرفته شد (Yu *et al*., 2018). در روش دوم، حداقل ویژگی‌های مؤثر با استفاده از همه ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک تعیین شد و به عنوان MDS2 در نظر گرفته شد (Askari & Holden, 2015). این دو روش به‌منظور تعیین مناسب‌ترین روش شناسایی حداقل ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک در این پژوهش بررسی شدند. برای این منظور، روش تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA) بر روی مقادیر استانداردشده ویژگی‌ها انجام شد. مؤلفه‌های اصلی با ارزش ویژه[1] بزرگ‌تر از یک برای انتخاب حداقل ویژگی‌های مؤثر در نظر گرفته شدند (Brejda *et al*., 2000). در

1. Eigenvalue

هر مؤلفه‌ی اصلی، ویژگی‌های با وزن[1] بالا (۱۰ درصد بالاترین وزن) به‌عنوان حداقل ویژگی‌های مؤثر انتخاب شدند (Yao *et al.*, 2013). در صورت انتخاب بیش از یک ویژگی برای هر مؤلفه، ویژگی‌های با ضرایب همبستگی بالا ($r > 0.6$) و وزن پایین‌تر حذف شده و در نهایت حداقل ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک تعیین شد (Nabiollahi *et al.*, 2018).

تهیه شاخص‌های کیفیت خاک

به‌منظور تعیین شاخص‌های کیفیت خاک، ویژگی‌هایی که در مرحله قبل به‌عنوان حداقل ویژگی‌های مؤثر تعیین شد، با استفاده از توابع امتیازدهی خطی و غیرخطی نمره‌دهی شدند (D'Hose *et al.*, 2014; Rahmanipour *et al.*, 2014).

روش امتیازدهی خطی با استفاده از روابط ۳ و ۴ به ترتیب برای تابع "بیش‌تر بهتر است"[2] و تابع "کمتر بهتر است"[3] انجام شد:

$$S_L = (x-l)/(h-l) \quad (۳)$$

$$S_L = 1-((x-l)/(h-l)) \quad (۴)$$

که در آن‌ها S_L امتیاز خطی است که مقدار آن بین صفر تا یک است، x مقدار اندازه‌گیری شده‌ی ویژگی خاک، l حداقل مقدار و h بیش‌ترین مقدار ویژگی خاک است (Masto *et al.*, 2008).

یک تابع سیگموئیدی (رابطه‌ی ۵) برای امتیازدهی غیر-خطی ویژگی‌ها مورد استفاده قرار گرفت:

$$S_{NL} = a/\left(1+(x/x_0)^b\right) \quad (۵)$$

که در آن S_{NL} امتیاز غیرخطی هر ویژگی خاک است که مقدار آن بین صفر تا یک است، a بیش‌ترین امتیاز است که در این پژوهش برابر یک در نظر گرفته شد، x مقدار اندازه‌گیری شده‌ی ویژگی خاک، x_0 میانگین هر ویژگی و b شیب معادله است که برای تابع "بیش‌تر بهتر است" برابر ۲/۵- و برای "کمتر بهتر است" برابر ۲/۵+ در نظر گرفته شد (Askari & Holden, 2015).

تابع امتیازدهی "محدوده بهینه" برای ویژگی‌هایی که دارای حدود بهینه مناسبی می‌باشند، مورد استفاده قرار گرفت. به این ترتیب که یک محدوده بهینه برای آن ویژگی خاک تعریف شد و سپس با استفاده از توابع "بیش‌تر بهتر است" و "کمتر بهتر است" بسته به این که مقدار ویژگی اندازه‌گیری شده پایین‌تر یا بالاتر از حد بهینه بود، امتیازدهی ویژگی‌ها صورت گرفت. اگر مقدار ویژگی خاک معادل با محدوده بهینه بود، امتیاز آن ویژگی برابر یک در نظر گرفته شد (Armenise *et al.*, 2013).

امتیازات ویژگی‌ها در نهایت با استفاده از روش تجمعی (رابطه‌ی ۶) ادغام و به صورت شاخص‌های کیفیت خاک محاسبه شد.

$$SQI_A = \sum_{i=1}^{n} S_i/n \quad (۶)$$

که در آن SQI_A شاخص کیفیت تجمعی، S_i امتیاز ویژگی‌ها با روش‌های خطی و غیرخطی و n تعداد ویژگی‌ها است (Masto *et al.*, 2008). در نهایت چهار شاخص کیفیت خاک شامل دو شاخص کیفیت خاک خطی و غیرخطی با استفاده از MDS1 و دو شاخص کیفیت خاک خطی و غیرخطی با استفاده از MDS2 تعیین شد.

تجزیه‌های آماری

نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف بررسی شد. داده‌هایی که دارای توزیع نرمال نبودند با استفاده از روش‌های مرسوم نرمال شدند. آزمون t مستقل[4] برای بررسی تأثیر دو کاربری دیم و آبی بر شاخص‌های کیفیت خاک و مقایسه میانگین داده‌ها مورد استفاده قرار گرفت. تجزیه‌های آماری با استفاده از نرم افزار SPSS نسخه ۲۱ انجام شد. امتیازدهی ویژگی‌ها و محاسبه شاخص‌ها با استفاده از نرم‌افزار اکسل انجام شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی انتخاب شده (MDS1 و MDS2) با روش تجزیه به مؤلفه‌های اصلی

ضریب KMO[5] برای تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (جدول-های ۱، ۲ و ۳) بزرگ‌تر از ۰/۶ بود، که نشان‌دهنده مناسب بودن نمونه‌ها برای تجزیه و تحلیل چندمتغیره است (Field, 2009). تجزیه به مؤلفه‌های اصلی بر روی پنج ویژگی فیزیکی خاک نشان داد که دو مؤلفه اصلی دارای ارزش ویژه بزرگ‌تر از یک بوده و ۷۳/۰۱ درصد از تغییرات کل داده‌های فیزیکی اندازه‌گیری شده‌ی خاک را در بر می‌گیرد (جدول ۱). در مؤلفه اول میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار و میانگین هندسی قطر خاکدانه‌های پایدار دارای بالاترین وزن بودند. به دلیل همبستگی بالای

1. Loading value
2. More is better
3. Less is better
4. Independent-samples t-test
5. Kaiser–Meyer–Olkin

(r > 0.6) این دو ویژگی (جدول ۴)، تنها میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار به‌عنوان حداقل ویژگی‌های مؤثر انتخاب شد. در مؤلفه دوم جرم مخصوص ظاهری خاک دارای بالاترین وزن بود. بنابراین میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار در آب و جرم مخصوص ظاهری خاک به‌عنوان حداقل ویژگی‌های مؤثر برای ارزیابی کیفیت خاک انتخاب شدند. نتایج تجزیه به مؤلفه‌های اصلی برای ویژگی‌های زیستی کیفیت خاک نشان داد که دو مؤلفه اول دارای ارزش ویژه‌ی بزرگ‌تر از یک و شامل ۸۰/۸۹ درصد از تغییرات کل داده‌های زیستی بودند. در مؤلفه اول کربن زیست‌توده میکروبی و در مؤلفه دوم شاخص سهم میکروبی دارای وزن بالاتری بودند و به عنوان حداقل ویژگی‌های مؤثر انتخاب شدند (جدول ۱). چهار مؤلفه با ارزش ویژه بزرگ‌تر از یک برای ویژگی‌های شیمیایی استخراج شد (جدول ۲). نیتروژن کل خاک در مؤلفه اول بالاترین وزن (۰/۹۸۲) را داشت و ویژگی‌های کربن آلی، شاخص ذخیره کربن و شاخص ذخیره نیتروژن در حدود ۱۰ درصد بالاترین وزن را داشتند. به‌دلیل همبستگی بالای این ویژگی‌ها (r > 0.6) با نیتروژن کل خاک (جدول ۴)، این ویژگی‌ها از حداقل ویژگی‌های مؤثر حذف شدند. ویژگی‌های سدیم محلول، هدایت الکتریکی، کلر و نسبت جذب سدیم به ترتیب دارای بالاترین وزن در مؤلفه دوم بودند. در این مؤلفه سدیم محلول به عنوان حداقل ویژگی‌های مؤثر انتخاب شد و ویژگی‌های دیگر به دلیل همبستگی بالا با سدیم حذف شدند (جدول ۴). در مؤلفه سوم مس قابل جذب و فسفر خاک به‌عنوان حداقل ویژگی‌های مؤثر در نظر گرفته شدند. در مؤلفه چهارم روی قابل جذب دارای بالاترین وزن (۰/۸۶۸) بوده و به‌عنوان حداقل ویژگی‌های مؤثر استخراج شد. بنابراین در روش اول تعیین حداقل ویژگی‌های مؤثر، مجموع ویژگی‌های میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار، جرم مخصوص ظاهری، کربن زیست‌توده میکروبی، شاخص سهم میکروبی، نیتروژن کل، فسفر، سدیم محلول، مس و روی قابل جذب به عنوان MDS1 برای تعیین شاخص‌های کیفیت خاک، انتخاب شدند.

در روش دوم تعیین حداقل ویژگی‌های مؤثر، تجزیه به مؤلفه‌های اصلی بر روی کل ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک انجام شد (جدول ۳). هفت مؤلفه با ارزش ویژه بزرگ‌تر از یک استخراج شد. در مؤلفه اول کربن آلی، به‌دلیل وزن بالاتر (۰/۹۳۷) انتخاب شد و ویژگی‌های شاخص ذخیره کربن، نیتروژن کل، شاخص ذخیره نیتروژن و کربن زیست‌توده میکروبی ۱۰ درصد بالاترین وزن را داشتند و به‌دلیل همبستگی بالا (r > 0.6) با کربن آلی خاک (جدول ۴) از حداقل ویژگی‌های مؤثر حذف شدند. در مؤلفه دوم سدیم محلول، در مؤلفه سوم مس قابل جذب و فسفر خاک، در مؤلفه چهارم میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار، در مؤلفه پنجم روی قابل جذب، در مؤلفه ششم شاخص سهم میکروبی و درمؤلفه هفتم ضریب جذب‌پذیری خاک دارای بالاترین وزن بودند و به‌عنوان MDS2 در نظر گرفته شدند.

تابع "بیش‌تر بهتر است" برای ویژگی‌های میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار در آب، ضریب جذب‌پذیری خاک (Nabiollahi *et al.*, 2018)، فسفر (Fernandes *et al.*, 2011; Rahimi *et al.*, 2015)، کربن آلی، نیتروژن کل، کربن زیست‌توده میکروبی و شاخص سهم میکروبی (lima *et al.*, 2013) به‌دلیل تأثیر مثبت این ویژگی‌ها در افزایش کیفیت خاک استفاده شد. تابع "کمتر بهتر است" برای ویژگی‌های سدیم محلول و جرم مخصوص ظاهری استفاده شد (Nabiollahi *et al.*, 2017) زیرا مقادیر پایین‌تر این ویژگی‌ها نشان‌دهنده کیفیت بهتر خاک است. برای امتیازدهی ویژگی‌های روی و مس قابل جذب تابع "محدوده بهینه" مورد استفاده قرار گرفت. محدوده بهینه برای روی قابل جذب خاک ۲-۱ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک و برای مس قابل جذب ۱/۵-۰/۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در نظر گرفته شد (lima *et al.*, 2013). به‌دلیل تأثیر عناصر سنگین روی و مس در آلودگی خاک برای مقادیر بالاتر از محدوده بهینه، امتیازدهی این ویژگی‌ها، با استفاده از تابع "کمتر بهتر است" و برای مقادیر پایین‌تر از محدوده بهینه، امتیازدهی با استفاده از تابع "بیش‌تر بهتر است" انجام شد.

جدول ۱- نتایج تجزیه به مؤلفه‌های اصلی برای ویژگی‌های فیزیکی و زیستی خاک (عمق ۶۰-۰ سانتی‌متر)

Table 1. Results of the principal component analysis of physical and biological indicators (0-60 cm depth)

Soil indicators	Physical		biological	
	PC1	PC2	PC1	PC2
GMD	0.966	0.092		
MWD	0.980	-0.005		
BD	0.085	-0.800		
Ks	0.583	0.556		
Sorptivity	0.148	0.655		
SMR			0.796	-0.144
MBC			0.953	-0.018
qco2			-0.826	-0.097
qmic			-0.022	0.991
Eigenvalue	2.445	1.206	2.228	1.008
Variance (%)	48.892	24.118	55.693	25.195
Cumulative variance (%)	48.892	73.010	55.693	80.889

مقادیر سیاه نشان‌دهنده ویژگی‌های با وزن بالا و مقادیر سیاه زیرخط‌دار نشان‌دهنده ویژگی‌های انتخاب شده برای حداقل ویژگی‌های مؤثر هستند.

Boldface factor loading values are considered highly weighted. Boldface and underlined loading values correspond to the soil indicators included in the MDS.

جدول ۲- نتایج تجزیه به مؤلفه‌های اصلی برای ویژگی‌های شیمیایی خاک (عمق ۶۰-۰ سانتی‌متر)

Table 2. Results of the principal component analysis of chemical indicators (0-60 cm depth)

Soil indicators	PC1	PC2	PC3	PC4
OC	0.969	0.064	0.052	0.021
P	-0.031	-0.019	0.722	0.024
K	-0.078	0.188	0.588	-0.126
EC	0.038	0.915	0.077	0.115
pH	0.051	0.305	-0.595	-0.122
TN	0.982	0.040	0.022	0.012
Fe	0.358	0.430	0.629	0.098
Zn	-0.093	0.039	-0.009	0.868
Cu	0.265	0.064	0.772	0.163
Pb	0.165	0.319	0.176	0.765
SAR	0.118	0.885	-0.011	0.060
Na	0.075	0.967	0.034	0.088
Cl	0.052	0.908	0.045	0.112
Cs	0.968	0.114	0.062	0.014
Ns	0.965	0.084	0.025	0.006
Eigenvalue	5.003	3.208	2.126	1.231
Variance (%)	33.351	21.390	14.174	8.207
Cumulative variance (%)	33.351	54.741	68.915	77.122

مقادیر سیاه نشان‌دهنده ویژگی‌های با وزن بالا و مقادیر سیاه زیرخط‌دار نشان‌دهنده ویژگی‌های انتخاب شده برای حداقل ویژگی‌های مؤثر هستند.

Boldface factor loading values are considered highly weighted. Boldface and underlined loading values correspond to the soil indicators included in the MDS.

جدول ۳- نتایج تجزیه به مؤلفه‌های اصلی برای کل ویژگی‌های خاک (عمق ۶۰-۰ سانتی‌متر)

Table 3. Results of the principal component analysis of total data set (0-60 cm depth)

Soil indicators	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7
Ks	0.692	0.083	-0.040	0.193	-0.028	0.123	0.255
Sorptivity	0.137	-0.024	-0.067	0.070	0.175	0.081	0.876
MWD	0.537	0.150	0.034	0.738	-0.082	-0.145	0.053
BD	-0.533	-0.044	-0.063	0.600	0.037	0.126	-0.204
GMD	0.544	0.181	0.053	0.702	-0.079	-0.173	0.144
SMR	0.829	0.071	-0.019	0.021	-0.032	-0.088	-0.109
MBC	0.876	0.045	0.133	-0.009	-0.021	-0.265	0.092
qco2	-0.622	0.027	-0.263	0.170	-0.097	0.379	-0.144
qmic	-0.240	0.054	-0.050	0.119	-0.029	-0.827	-0.030
OC	0.937	0.068	0.067	0.044	0.034	0.207	0.012
P	-0.015	-0.017	0.728	0.084	0.050	-0.197	-0.018
K	-0.050	0.172	0.463	-0.128	-0.133	-0.163	0.550
EC	0.052	0.922	0.051	0.041	0.094	-0.001	0.026
pH	0.023	0.221	-0.624	0.272	-0.026	-0.034	0.162
TN	0.928	0.045	0.040	0.098	0.025	0.237	-0.026
Fe	0.280	0.436	0.637	0.204	0.077	0.165	0.102
Zn	-0.084	0.052	0.012	-0.062	0.859	-0.044	0.004
Cu	0.200	0.091	0.781	0.054	0.107	0.227	0.158
Pb	0.128	0.323	0.187	0.011	0.763	0.093	0.139
SAR	0.100	0.868	-0.038	0.191	0.073	-0.092	0.051
Na	0.080	0.970	0.004	0.035	0.076	-0.024	0.033
Cl	0.071	0.929	0.028	-0.070	0.079	0.041	-0.027
Cs	0.931	0.110	0.070	0.090	0.034	0.191	0.044
Ns	0.903	0.082	0.038	0.148	0.025	0.227	-0.003
Eigenvalue	7.696	3.717	2.317	1.596	1.273	1.251	1.041
Variance (%)	32.065	15.487	9.653	6.649	5.303	5.213	4.336
Cumulative variance (%)	32.065	47.551	57.205	63.853	69.157	74.369	78.705

مقادیر سیاه نشان‌دهنده ویژگی‌های با وزن بالا و مقادیر سیاه زیرخط‌دار نشان‌دهنده ویژگی‌های انتخاب شده برای حداقل ویژگی‌های مؤثر هستند.

Boldface factor loading values are considered highly weighted. Boldface and underlined loading values correspond to the soil indicators included in the MDS.

مقایسه‌ی حداقل ویژگی‌های مؤثر (MDS1 و MDS2) در دو کاربری دیم و آبی

نیتروژن کل، کربن آلی، فسفر قابل جذب، سدیم محلول، روی و مس قابل جذب به عنوان حداقل ویژگی‌های مؤثر از میان ویژگی‌های شیمیایی خاک با روش تجزیه به مؤلفه‌های اصلی انتخاب شدند. نتایج نشان داد که نیتروژن کل و کربن آلی خاک در کاربری آبی در دو عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متر به‌طور معنی‌داری بالاتر از کاربری دیم بود. مقدار کربن آلی خاک در کاربری آبی، در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر ۰/۶۲ درصد و در کاربری دیم ۰/۴۱ درصد بود (جدول ۵). همبستگی مثبت و معنی‌داری (۰/۹۴) بین کربن آلی و نیتروژن کل خاک مشاهده شد (جدول ۴). افزایش مقدار نیتروژن خاک در کاربری آبی نسبت به کاربری دیم را می‌توان به استفاده از مقادیر بالاتر کودهای شیمیایی در کاربری آبی نسبت داد. در منطقه‌ی مورد مطالعه، به‌طور متوسط، مقدار ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار کود نیتروژنه در کاربری آبی مصرف می‌شود که دو برابر کود مصرفی در کاربری دیم است. علاوه بر این، کشت متراکم و حذف بقایای گیاهی از سطح خاک در کاربری دیم باعث افزایش تخریب ساختمان خاک و کاهش نیتروژن و کربن آلی خاک در اثر فرسایش خاک می‌شود (Bini *et al.*, 2013). تأثیر نوع کاربری بر مقدار فسفر خاک در دو عمق مورد مطالعه معنی‌دار نبود. با این وجود، مقدار فسفر خاک نیز در کاربری آبی بالاتر از کاربری دیم بود (جدول ۵).

جدول ۴- ضرایب همبستگی اسپیرمن برای ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک برای میانگین دو عمق در دو کاربری

Table 4. Spearman correlation coefficients for soil physical, chemical, and biological indicators for average of two depths in two land uses

Soil property	BD	MWD	GMD	EC	SAR	OC	TN	P	Zn	Cu	Na	Cl	MBC	qmic	Cs	Ns
MWD	0.01															
GMD	-0.06	0.93**														
EC	0.04	0.20	0.26													
SAR	0.03	0.21	0.30	0.76**												
OC	-0.40**	0.42**	0.39**	-0.04	-0.07											
TN	-0.36**	0.45**	0.41**	-0.07	-0.09	0.94**										
P	-0.08	0.07	0.04	-0.10	-0.08	0.17	0.20									
Zn	-0.09	0.08	0.12	0.38**	0.25	0.09	0.04	0.24								
Cu	-0.19	0.13	0.13	-0.16	-0.08	0.36**	0.33**	0.47**	0.28							
Na	0.01	0.18	0.27	0.81**	0.97**	-0.07	-0.09	-0.07	0.29	-0.08						
Cl	0.05	0.15	0.21	0.88**	0.60**	-0.03	-0.04	-0.02	0.49**	-0.05	0.65**					
MBC	-0.42**	0.45**	0.47**	0.05	0.03	0.74**	0.69**	0.16	0.11	0.28	0.01	0.05				
qmic	0.13	-0.02	0.04	0.06	0.12	-0.45	-0.42	-0.07	-0.10	-0.18	0.08	0.02	0.13			
Cs	-0.36**	0.42**	0.40**	-0.04	-0.06	0.98**	0.92**	0.15	0.09	0.34	-0.06	-0.01	0.73**	-0.44**		
Ns	-0.32**	0.44**	0.41**	-0.07	-0.08	0.91**	0.97**	0.18	0.02	0.32	-0.07	-0.03	0.67**	-0.42**	0.93**	
qCO_2	0.36**	-0.33**	-0.37**	-0.03	-0.03	-0.54**	-0.49**	-0.12	-0.13	-0.29	-0.02	-0.03	-0.87**	-0.24	-0.54**	-0.47**

**: معنی‌دار در سطح یک درصد $p<0.01$:**

مقدار سدیم محلول در هر دو عمق مورد مطالعه در کاربری آبی به‌طور معنی‌داری بالاتر از کاربری دیم بود. میانگین سدیم محلول در کاربری آبی در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر (۱۱۴/۳۰ میلی‌گرم در لیتر) بالاتر از کاربری دیم (۵۴/۵۴ میلی‌گرم در لیتر) بود (جدول ۵). کیفیت آب آبیاری را می‌توان علت این افزایش در کاربری آبی دانست. میثاقی و همکاران (Misaghi *et al*., 2017) با استفاده از پارامترهای سدیم، کلر، بی‌کربنات، واکنش خاک، هدایت الکتریکی و نسبت جذب سدیم، کیفیت آب رودخانه قزل‌اوزن را برای آبیاری در ایستگاه‌های هیدرومتری استان زنجان بررسی و اظهار کردند که شاخص کیفیت آب از بد تا متوسط در طی سال‌های ۱۹۹۶ تا ۲۰۱۰ متغیر بوده است. محققان دیگر نیز تأثیر منفی آبیاری بر کیفیت خاک از طریق افزایش مقدار نمک محلول در خاک را گزارش نمودند (Golchin & Asgari, 2008). روی قابل جذب در کاربری آبی در دو عمق مورد مطالعه به طور معنی‌داری بالاتر از کاربری دیم بود. میانگین مس قابل جذب نیز در کاربری آبی بالاتر از کاربری دیم بود، با این حال تأثیر نوع کاربری بر مس قابل جذب خاک معنی‌دار نبود (جدول ۵). وجود چندین شهرک صنعتی، معادن و کارخانه‌های ذوب فلزات از دلایل افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک‌های اطراف مناطق صنعتی در استان زنجان می‌باشد (Jamal *et al*., 2018). علاوه بر این نزدیک‌تر بودن کاربری‌های آبی به مناطق صنعتی و شهری نسبت به کاربری دیم و استفاده از فاضلاب‌های شهری برای آبیاری این اراضی می‌تواند از دلایل دیگر افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک‌های تحت کشاورزی آبی در استان زنجان باشد.

کربن زیست‌توده میکروبی و شاخص سهم میکروبی به عنوان حداقل ویژگی‌های مؤثر از میان ویژگی‌های زیستی خاک انتخاب شدند. کربن زیست‌توده میکروبی در کاربری آبی و در عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متر به‌طور معنی‌داری بالاتر از کاربری دیم بود (جدول ۵). کربن زیست‌توده میکروبی، در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر در کاربری دیم ۲۶/۳۶ درصد نسبت به کاربری آبی کاهش یافت. همبستگی مثبت معنی‌داری بین کربن زیست‌توده میکروبی و کربن آلی خاک مشاهده شد (جدول ۴). میزان کربن زیست‌توده میکروبی تابعی از کربن آلی خاک است و کربن زیست‌توده میکروبی در بیش‌تر مواقع ۱ تا ۳ درصد کربن آلی خاک را شامل می‌شود (Beheshti *et al*., 2011). کربن زیست‌توده میکروبی در بسیاری از مطالعات به‌عنوان حداقل ویژگی‌های مؤثر و ویژگی مهم در ارزیابی کیفیت خاک شناخته شده است (Zhang *et al*., 2011; Liu *et al*., 2017). ویژگی‌های میکروبی خاک به دلیل حساسیت بالا نسبت به تخریب ساختمان خاک، ویژگی‌های مهمی برای ارزیابی تأثیر روش‌های مدیریتی در کوتاه‌مدت بر کیفیت خاک هستند (Dose *et al*., 2015). بین دو کاربری دیم و آبی تفاوت معنی‌داری از نظر شاخص سهم میکروبی خاک مشاهده نشد. میانگین وزنی قطر خاکدانه، جرم مخصوص ظاهری و ضریب جذب‌پذیری خاک به‌عنوان ویژگی‌های فیزیکی مؤثر بر کیفیت خاک انتخاب شدند. مقایسه میانگین حداقل ویژگی‌های مؤثر نشان داد که میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر در کاربری آبی (۲/۹۳ میلی‌متر) به‌طور معنی‌داری بالاتر از کاربری دیم (۱/۴۸ میلی‌متر) بود (جدول ۵). در عمق ۶۰-۳۰ سانتی‌متر نیز روند مشابهی مشاهده شد. کاهش کربن آلی خاک و تخریب خاکدانه‌ها در اثر عملیات زراعی نامناسب باعث شد پایداری خاکدانه در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر، در کاربری دیم ۴۹/۴۹ درصد نسبت به کاربری آبی کاهش یابد. در بسیاری از پژوهش‌ها پایداری خاکدانه به عنوان یک ویژگی مهم، برای ارزیابی کیفیت خاک شناخته شده است (Rezaei *et al*., 2006; Reynolds *et al*., 2008). این ویژگی در کوتاه‌مدت توسط سامانه‌های مدیریت اراضی تحت تأثیر قرار می‌گیرد و شناسه‌ای مؤثر برای ارزیابی پایداری سیستم‌های کشاورزی محسوب می‌شود (Bastida *et al*., 2008). تأثیر کاربری بر جرم مخصوص ظاهری خاک در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر و در سطح ۵ درصد معنی‌دار بود (جدول ۵). در عمق ۶۰-۳۰ سانتی‌متر اختلاف معنی‌داری بین دو کاربری از نظر جرم مخصوص ظاهری مشاهده نشد. سامانه‌های مدیریتی در بوم‌سازگان‌های کشاورزی بیش‌ترین تأثیر را بر ویژگی‌های فیزیکی خاک‌های سطحی دارند (Shukla *et al*., 2006). جرم مخصوص ظاهری خاک در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر در کاربری آبی (۱/۳۱ گرم در سانتی‌متر مکعب) پایین‌تر از کاربری دیم (۱/۳۶ گرم در سانتی‌متر مکعب) بود. کشت متراکم و متوالی در کاربری دیم در مقایسه با کاربری آبی و استفاده از روش‌های مدیریتی نامناسب مانند سیستم کشت تک‌محصولی

به‌صورت گندم-آیش منجر به افزایش فشردگی و تخریب ساختمان خاک شده و باعث افزایش جرم مخصوص ظاهری خاک می‌گردد (Gebeyehu & Soromessa, 2018). بین دو کاربری دیم و آبی تفاوت معنی‌داری از نظر ضریب جذب‌پذیری خاک مشاهده نشد (جدول ۵).

جدول ۵- مقایسه میانگین حداقل ویژگی‌های مؤثر در دو کاربری دیم و آبی و در عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متر

Table 5. Comparison of minimum data set in irrigated and rainfed land uses at the 0–30 and 30–60 cm depths.

Minimum data set	Unit	Land use	0-30 cm		30-60 cm	
			Mean	SD	Mean	SD
TN	%	Irrigated	0.05**	0.02	0.03**	0.02
		rainfed	0.03	0.02	0.02	0.01
OC	%	Irrigated	0.62***	0.27	0.35**	0.20
		rainfed	0.41	0.21	0.24	0.15
P	ppm	Irrigated	11.34ns	9.31	6.41ns	6.04
		rainfed	8.72	8.01	5.37	7.29
Na	$mg\ l^{-1}$	Irrigated	114.30*	159.12	121.38*	168.91
		rainfed	54.54	98.63	36.07	34.60
Zn	ppm	Irrigated	2.60**	7.50	1.34**	2.54
		rainfed	0.87	1.49	0.49	0.46
Cu	ppm	Irrigated	1.89ns	0.83	1.98ns	0.97
		rainfed	1.74	0.82	1.79	0.88
MBC	$mg\ kg^{-1}$	Irrigated	289.82**	98.25	225.61***	79.50
		rainfed	213.41	93.46	147.96	73.75
qmic	$mg\ c_{mic}\ g^{-1}\ c_{org}$	Irrigated	48.65ns	9.71	103.98ns	121.27
		rainfed	56.33	19.88	77.94	52.58
MWD	mm	Irrigated	2.93***	1.56	2.81***	1.53
		rainfed	1.48	0.85	1.37	0.83
BD	$g\ cm^{-3}$	Irrigated	1.31*	0.07	1.41ns	0.09
		rainfed	1.36	0.09	1.42	0.06
Sorptivity	$cm\ s^{-0.5}$	Irrigated	0.22ns	0.05	0.18ns	0.06
		rainfed	0.20	0.06	0.16	0.07

***، ** و *: به ترتیب معنی‌دار در سطح ۰/۱، یک و پنج درصد، ns: غیرمعنی‌دار

***, p<0.001; **, p<0.01; *, p<0.05; ns, not significant.

مقایسه شاخص‌های کیفیت خاک در دو کاربری دیم و آبی

نتایج نشان داد که چهار شاخص کیفیت خاک خطی (SQI-LMDS2 و SQI-LMDS1) و غیرخطی (SQI-NLMDS2 و SQI-NLMDS1)، بین دو کاربری دیم و آبی تفاوت معنی‌داری در هر دو عمق مورد مطالعه داشتند. این نتیجه با یافته‌های یو و همکاران و نبی‌اللهی و همکاران (Yu *et al*., 2018; Nabiollahi *et al*., 2018) مطابقت داشت. شاخص‌های خطی (p<0.001) نسبت به شاخص‌های غیرخطی (p<0.01) تفاوت کیفیت خاک بین دو کاربری دیم و آبی را بهتر نشان دادند (جدول ۶). بنابراین روش خطی کارایی بهتری برای ارزیابی کیفیت خاک در دو کاربری دیم و آبی در استان زنجان داشت. روش امتیازدهی خطی در مقایسه با روش غیرخطی در پژوهش‌های دیگر نیز به‌عنوان روش مؤثرتری برای مقایسه شاخص‌های کیفیت خاک در کاربری‌ها و مدیریت‌های مختلف کشاورزی معرفی شده است (Askari & Holden 2015; Guo *et al*., 2017). شاخص-های محاسبه شده با بررسی جداگانه ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی شامل SQI-LMDS1 و SQI-NLMDS1 و استفاده از کل ویژگی‌ها شامل SQI-LMDS2 و SQI-NLMDS2 کارایی یکسانی در ارزیابی کیفیت خاک داشتند (جدول ۶). بنابراین هر دو روش کارایی لازم برای شناسایی حداقل ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک را دارند. نتایج یو و همکاران (Yu *et al*., 2018) نشان داد که تعیین شاخص‌های کیفیت خاک با بررسی جداگانه ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی، کارایی بهتری برای ارزیابی کیفیت خاک داشت.

شاخص کیفیت خاک خطی محاسبه شده با MDS1 (SQI-LMDS1) در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر در کاربری آبی (۰/۵۲۴) بالاتر از کاربری دیم (۰/۴۳۳) بود. هم‌چنین شاخص کیفیت خاک خطی محاسبه‌شده با MDS2

(SQI-LMDS2) در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر در کاربری آبی (۰/۵۱۵) بالاتر از کاربری دیم (۰/۴۳۳) بود. در عمق ۳۰-۶۰ سانتی‌متر نیز روند مشابهی مشاهده شد (جدول ۶). بر اساس مطالعات میدانی، میزان مصرف کودهای نیتروژنه، فسفره و پتاسه و کودهای آلی در کاربری زراعی آبی بیش‌تر از کاربری زراعی دیم بود که باعث افزایش کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر و کربن زیست‌توده میکروبی و افزایش کیفیت خاک در کاربری آبی شد. در کاربری آبی از تناوب زراعی در کشت و کار استفاده می‌شود درحالی‌که در زراعت دیم سیستم کشت غالب تک-کشتی به صورت گندم-آیش است. سامانه‌های مدیریتی مناسب‌تر در کاربری آبی در مقایسه با کاربری دیم، باعث کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک، افزایش پایداری خاکدانه و افزایش کیفیت خاک شده است. در مقابل در کاربری دیم مدیریت ضعیف زراعی مانند کشت متراکم و حذف بقایای گیاهی از سطح خاک منجر به کاهش کربن آلی و پایداری خاکدانه‌ها می‌شود و در نتیجه کیفیت خاک کاهش می‌یابد (Gebeyehu & Soromessa, 2018).

جدول ۶- نتایج آزمون t برای شاخص‌های کیفیت خاک در دو کاربری دیم و آبی در عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متر

Table 6. The results of t-test for soil quality indices in irrigated and rainfed land uses at 0-30 and 30-60 cm depths

SQI	depth (cm)	Mean Irrigated	Mean Rainfed	t-Value	p-Value
SQI-LMDS1	0-30	0.524	0.433	4.478	0.000
	30-60	0.439	0.362	5.019	0.000
SQI-NLMDS1	0-30	0.492	0.429	2.796	0.007
	30-60	0.430	0.363	3.418	0.001
SQI-LMDS2	0-30	0.515	0.433	4.136	0.000
	30-60	0.463	0.392	4.177	0.000
SQI-NLMDS2	0-30	0.471	0.414	2.732	0.008
	30-60	0.425	0.371	2.725	0.009

نتیجه‌گیری کلی

در این پژوهش، هر دو روش استفاده شده به‌منظور تعیین حداقل ویژگی‌های مؤثر بر کیفیت خاک که بر اساس تجزیه به مؤلفه‌های اصلی هستند، کارایی لازم را برای شناسایی ویژگی‌های مناسب داشتند. میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار، جرم مخصوص ظاهری، کربن زیست-توده میکروبی، شاخص سهم میکروبی، نیتروژن کل، فسفر، سدیم محلول، مس و روی قابل جذب به عنوان MDS1 با بررسی جداگانه ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک شناسایی شدند. میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار، ضریب جذب‌پذیری خاک، شاخص سهم میکروبی، کربن آلی، فسفر، سدیم محلول، مس و روی قابل جذب به‌عنوان MDS2 انتخاب شدند. شاخص-های محاسبه شده با هر دو روش خطی و غیرخطی کارایی لازم برای مقایسه کیفیت خاک بین دو کاربری دیم و آبی را داشتند. شاخص‌های تعیین شده با روش امتیازدهی خطی، نسبت به شاخص‌های غیرخطی برای ارزیابی کیفیت خاک در اراضی مورد مطالعه مناسب‌تر بودند. روش استفاده شده در این پژوهش یک ابزار ساده و قابل اطمینان را برای ارزیابی چندمنظوره کیفیت خاک در اراضی استان زنجان و مناطق مشابه از نظر خاک و اقلیم فراهم می‌کند. این روش از انعطاف‌پذیری لازم برخوردار بوده و قابل توسعه برای مناطق متفاوت از نظر شرایط خاک و اقلیم و برای اهداف مختلف می‌باشد. به‌طور کلی کاربری آبی در استان زنجان به‌دلیل مقدار بیش‌تر ماده آلی و عناصر غذایی نسبت به کاربری دیم دارای کیفیت مناسب‌تری می‌باشد.

Refrences

Alef K. 1995. Soil respiration. In: Alef K., and Nannipieri P. (Ed.), Methods in Soil Microbiology and Biochemistry, Academic Press Inc., San Diego, pp. 214-215.

Anderson T.H., and Domsch K.H. 1993. The metabolic quotient (qCO2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 25: 393–395.

Anderson T.H. 2003. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98: 285–293.

Armenise E., Redmile-Gordon M.A., Stellacci A.M., Ciccarese A., and Rubino P. 2013. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research*, 130: 91-98.

Askari M.S., and Holden N.M. 2015. Quantitative soil quality indexing of temperate arable management systems. *Soil and Tillage Research*, 150: 57-67.

Banaei M.H. 2000. Soil resources and use potentiality map of Iran, Soil and Water Research Institute. Tehran. (In Persian)

Bastida F., Zsolnay A., Hernández T., and García C. 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 147: 159-171.

Beheshti A., Raiesi F., and Golchin A. 2011. The effects of land use conversion from pasturelands to croplands on soil microbiological and biochemical indicators. *Journal of Water and Soil*, 25(3): 548-562. (In Persian)

Bini D., Alcantara C., Banhos K., Kishino N., Andrade G., Zangaro W., and Nogueira M. 2013. Effects of land use on soil organic carbon and microbial processes associated with soil health in southern Brazil. *European Journal of Soil Biology*, 55: 117-123.

Black C.A., Evans D.D., White J.L., Ensminger L.E., and Clark F.E. 1965. Methods of Soil Analysis. Part 2. "Chemical and Microbiological Properties". *American Society of Agronomy, Soil Science Society of America*, Madison, Wisconsin, USA, Agronomy Series No. 9, 801p.

Brejda J.J., Karlen D. L., Smith J.L., and Allan D.L. 2000. Identification of regionals quality factors and indicators II. Northern Mississippi Loess Hills and Palouse Prairie. *Soil Science Society of America Journal*, 64(6): 2125-2135.

Carter M.R., and Gregorich E.G. 2008. Soil Sampling and Methods of Analysis. 2nd Ed. *Canadian Society of Soil Science*, CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, Florida, 1204p.

D'Hose T., Cougnon M., De Vliegher A., Vandecasteele B., Viaene N., Cornelis W., Van Bockstaele E., and Reheul D. 2014. The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. *Applied Soil Ecology*, 75: 189–198.

Doran J.W., and Parkin T.B. 1994. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: Doran J.W., and Jones A.J. (Ed.), Methods for Assessing Soil Quality. Special Publication 49. *Soil Science Society of America*, Madison, pp. 25–37.

Dose H.L., Fortuna A.M., Cihacek L.J., Norland J., DeSutter T.M., Clay D.E., and Bell J. 2015. Biological indicators provide short term soil health assessment during sodic soil reclamation. *Ecological Indicators*, 58: 244–253.

Fernandes J.C., Gamero C.A., Rodrigues J.G.L., and Mirás-Avalos J.M. 2011. Determination of the quality index of a Paleudult under sunflower culture and different management systems. *Soil and Tillage Research*, 112(2): 167-174.

Field A. 2009. Discovering statistics using SPSS. London: Sage Publications, 821p.

Gebeyehu G., and Soromessa T. 2018. Status of soil organic carbon and nitrogen stocks in Koga Watershed Area, Northwest Ethiopia. *Agriculture and Food Security*, *7:9*

Golchin A., and Asgari H. 2008. Land use effects on soil quality indicators in north-eastern Iran. *Australian Journal of Soil Research*, 46: 27–36.

Gorji M., Kakeh J., and Alimohammadi A. 2017. Quantitative soil quality assessment in different land uses at some Parts of south eastern of Qazvin. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 47(4): 775-784. (In Persian)

Grossman R.B., and Reinsch T.G. 2002. 2.1 Bulk density and linear extensibility. In: Dick A.W. (Ed.), Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods. *Soil Science Society of America Book Series*, Madison, pp. 201–228.

Guo L., Sun Z., Ouyang Z., Han D., and Li F. 2017. A comparison of soil quality evaluation methods for Fluvisol along the lower Yellow River. *Catena*, 152: 135–143.

Jamal A., Delavar M.A., Naderi A., Nourieh N., Medi B., and Mahvi A.H. 2018. Distribution and health risk assessment of heavy metals in soil surrounding a lead and zinc smelting plant in Zanjan, Iran. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1-16.

Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F. and Schuman G.E. 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 4–10.

Kemper W.D., and Rosenau R.C. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: Klute A. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part I: Physical Analysis. *Soil Science Society of America*, Madison, pp. 425–442.

Klute A., and Dirkson C. 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. In: Klute A. (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part 1. *American Society of Agronomy*, Madison, pp. 687–734.

Lima A.C.R., Brussaard L., Totola M.R., Hoogmoed W.B., de Goede R.G.M. 2013. A functional evaluation of three indicator sets for assessing soil quality. *Applied Soil Ecology*, 64: 194–200.

Liu J., Wu L., Chen D., Li M., and Wei C. 2017. Soil quality assessment of different Camellia oleifera stands in mid-subtropical China. *Applied Soil Ecology*, 113: 29-35.

Masto R.E., Chhonkar P.K., Singh D., and Patra A.K. 2008. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manur-ing for 31 years in the semi-arid soils of India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136: 419–435.

Mehlich A. 1953. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH4 by North Carolina Soil Testing Laboratories. *University of North Carolina*, Raleigh, 53p.

Misaghi F., Delgosha F., Razzaghmanesh M., and Myers B. 2017. Introducing a water quality index for assessing water for irrigation purposes: A case study of the Ghezel Ozan River. *Science of the Total Environment*, 589: 107-116.

Nabiollahi K., Golmohamadi F., Taghizadeh-Mehrjardi R., Kerry R., and Davari M. 2018. Assessing the effects of slope gradient and land use change on soil quality degradation through digital mapping of soil quality indices and soil loss rate. *Geoderma*, 318: 16–28.

Nabiollahi K., Taghizadeh-Mehrjardi R., Kerry R., and Moradian S. 2017. Assessment of soil quality indices for salt-affected agricultural land in Kurdistan Province, Iran. *Ecological indicators*, 83: 482-494.

Nath A.J., and Lal R. 2017. Effects of tillage practices and land use management on soil aggregates and soil organic carbon in the north Appalachian region, USA. *Pedosphere*, 27: 172-176.

Nelson D.W., and Sommers L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page A.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 2. 2nd Ed. Agron. Monogr. 9. *Soil Science Society of America and American Society of Agronomy*, Madison, pp. 539-579.

PBO. 2016. Plan and Budget Organization, Statistical Center of Iran (SCI), Iran Statistical Yearbook, 102p. (In Persian)

Philip J. 1957. The theory of infiltration: 4: sorptivity and algebraic infiltration equations. *Soil Science*, 84: 257–335.

Pierzynski G.M. 2000. Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters. *North Carolina State University*, Raleigh, 396p.

Qi Y., Darilek J.L., Huang B., Zhao Y., Sun W., and Gu Z. 2009. Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. *Geoderma*, 149: 325–334.

Rahimi S., Afyuni M., Khoshgoftarmanesh A.H., and Noruzi M. 2015. Assessment of soil quality index with Zinc fertilizer and its concentration wheat grain. *Journal of Water and Soil Science*, 19(71): 47-57. (In Persian)

Rahmanipour F., Marzaioli R., Bahrami H.A., and Fereidouni Z. 2014. Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Qazvin Province, Iran. *Ecological Indicators*, 40: 19–26.

Raiesi F., 2017. A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions. *Ecological Indicators*, 75: 307-320.

Reynolds W.D., Drury C.F., Yang X.M., and Tan C.S. 2008. Optimal soil physical quality inferred through structural regression and parameter interactions. *Geoderma*, 146(3–4): 466-474.

Rezaei S.A., Gilkes R.J., and Andrews S.S. 2006. A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. *Geoderma*, 136: 229–234.

Rhoades J.D. 1982. Cation exchange capacity. In: Page A.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Mineralogical Properties. Agron. No. 9, 2nd Ed., *American Society of Agronomy*, Madison, pp. 149- 157.

Shukla M.K., Lal R., and Ebinger M. 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil and Tillage Research*, *87*(2): 194-204.

Simon A., Dhendup k., Rai P.B., and Gratzer G. 2018. Soil carbon stocks along elevational gradients in Eastern Himalayan mountain forests. *Geoderma Regional*, 12: 28–38.

Toledo D.M., Galantini J., Dalurzo H., Vazquez S., and Bollero G. 2013. Methods for assessing the effects of land use changes on carbon stocks of subtropical oxisols. *Soil Science Society of America Journal*, 77(5): 1542-1552.

Vance E.D., Brookes P.C., and Jenkinson D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19: 703–707.

Walker D.J., and Bernal M.P. 2008. The effects of olive mill waste compost and poultry manure on the availability and plant uptake of nutrients in a highly saline soil. *Bioresource Technology*, 99: 396–403.

Walsh A. 1955. The application of atomic absorption spectra to chemical analysis. *Spectrochimica Acta*, 7: 108–117.

Yao R., Yang J., Gao P., Zhang J., and Jin W. 2013. Determining minimum data set for soil quality assessment of typical salt-affected farmland in the coastal reclamation area. *Soil and Tillage Research*, 128: 137-148.

Yu P., Han D., Liu S., Wen X., Huang Y., and Jia H. 2018. Soil quality assessment under different land uses in an alpine grassland. *Catena*, 171: 280-287.

Zanjan Province Governorate. 2014. Report of the Strategic Development Plan of Agricultural and Watershed of Zanjan Province Based on the Meetings of Agricultural and Water Governance Room. Planning and Budget Office, 11p. (In Persian)

Zhang C., Xue S., Liu G.B., and Song Z.L. 2011. A comparison of soil qualities of different revegetation types in the Loess Plateau, China. *Plant and Soil*, 347(1-2): 163-178.

Zhang Y., Xu X., Li Z., Liu M., Xu C., Zhang R., and Luo W. 2019. Effects of vegetation restoration on soil quality in degraded karst landscapes of southwest China. *Science of The Total Environment*, 650: 2657-2665.

Using Multivariate Analysis to Evaluate Soil Quality in Agricultural Lands of Zanjan Province

Somayeh Hamidi Nehrani[1], Mohammad Sadegh Askari[2*], Saeed Saadat[3], Mohammad Amir Delavar[4], Mehdi Taheri[5]

(Received: April 2019 Accepted: Jun2019)

Abstract

Soil quality (SQ) index is used as a quantitative tool for assessing the impact of land use and management systems on soil condition. The aim of this study was to quantify SQ under agricultural ecosystems in Zanjan province using multivariate analyses. 154 soil samples were collected from 77 farms in Zanjan province (27 sites under irrigated and 50 sites under rain-fed land use) at 0-30 and 30-60 cm depths. 24 soil physical, chemical and biological properties were measured. Principal component analysis was used to identify minimum data set (MDS) for assessing SQ. Two groups of MDS were determined by considering physical, chemical and biological properties separately (MDS1), and by using all measured soil properties (MDS2). The capability of linear or non-linear approaches to develop SQ index was investigated. Four SQ indices were calculated using MDS1 and MDS2, linear and non-linear scoring methods. Total nitrogen, available phosphorus, sodium, zinc and copper, microbial biomass carbon, microbial quotient index, aggregate stability and bulk density were determined as the MDS1. Soil organic carbon, available phosphorus, sodium, zinc and copper, microbial quotient index, aggregate stability and sorptivity were identified as the MDS2. Both methods had enough efficiency to identify MDS for assessing SQ. The linear SQ indices ($p<0.001$) showed higher capability than non-linear indices ($p<0.01$) to differentiate SQ between rain-fed and irrigated land uses. The SQ index calculated using linear function and MDS1 indicated SQ of irrigated land use (0.524) had a better condition compared to rainfed land use (0.433). The SQ index calculated using MDS2 also indicated a similar trend between irrigated (0.551) and rainfed land use (0.433).

Keywords: Irrigated land use, Principal component analysis, Rainfed land use, Soil management

Hamidi Nehrani S., Askari M.S., Saadat S., Delavar M.A., and Taheri M. 2020. Using multivariate analysis to evaluate soil quality in agricultural lands of Zanjan province. *Applied Soil Research.* 8(2):158-173.

1. Ph. D Student, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Zanjan
2. Assistant Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Zanjan
3. The member of scientific board, Soil and Water Research Institute (SWRI), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran
4. Associate Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Zanjan
5. Assistant Professor, Agricultural and Natural Resources Research Center, Zanjan Province
*Corresponding Author Email: askari@znu.ac.ir