ارزیابی کیفیت خاک در منطقه غرب شهر تهران با استفاده از روش مجموعه حداقل داده

کاظم نصرتی* و مونا مجدی[۱]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۱/۳۱ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۲/۲۱)

چکیده

آلودگی‌های خاک به‌ویژه در مناطق شهری به طرز بی‌سابقه‌ای رو به افزایش است که اثرات آن بر چرخه‌های شیمیایی کمتر شناخته شده است. رویکردهای اندازه‌گیری کیفیت آب و هوا به خوبی تدوین شده است اما ارزیابی کیفیت خاک مناطق شهری کمتر مورد توجه قرار گرفته است. بررسی کیفیت خاک می‌تواند به‌عنوان روشی به‌منظور درک بهتر پیامدهای حاصل از افزایش آلودگی‌ها در محیط‌های شهری و تدوین رویکردها و پروتکل‌های ارزیابی جامع کیفیت خاک در برنامه‌ریزی شهری و مدیریت چشم‌انداز استفاده شود. با توجه به کمبود اطلاعات در زمینه مطالعات کیفیت خاک در مناطق شهری ایران، هدف از این پژوهش ارزیابی کیفیت خاک تحت تأثیر کاربری اراضی شهری با استفاده از روش مجموعه حداقل داده در منطقه غرب شهر تهران بود. به این منظور تعداد ۵۶ نمونه در سه کاربری کشاورزی، پارک و فضای سبز شهری و اراضی بایر برداشت و ۱۲ ویژگی فیزیکوشیمیایی خاک اندازه‌گیری شد. نتایج آزمون تحلیل واریانس نشان داد که ویژگی‌های کربن آلی، نیتروژن کل، آهک، وزن مخصوص ظاهری و سدیم تحت تأثیر کاربری اراضی دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشند. به‌منظور انتخاب مجموعه حداقل داده از تحلیل عاملی استفاده شد که نتایج نشان داد که دو عامل با مقادیر ویژه بیش از یک و توجیه بیش از ۶۸٪ مجموع واریانس دارای بیشترین بار عاملی روی ویژگی‌های کربن آلی و سدیم می‌باشند. درنهایت شاخص کیفیت خاک در کاربری‌های مختلف تعیین و مقایسه شدند. نتایج نشان داد که شاخص کیفیت خاک در کاربری‌های مورد مطالعه دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشند و کمترین کیفیت خاک مربوط به کاربری اراضی بایر است.

واژه‌های کلیدی: تحلیل عاملی، مجموعه حداقل داده، کیفیت خاک، شهر تهران

۱. گروه جغرافیای طبیعی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی
*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: k_nosrati@sbu.ac.ir

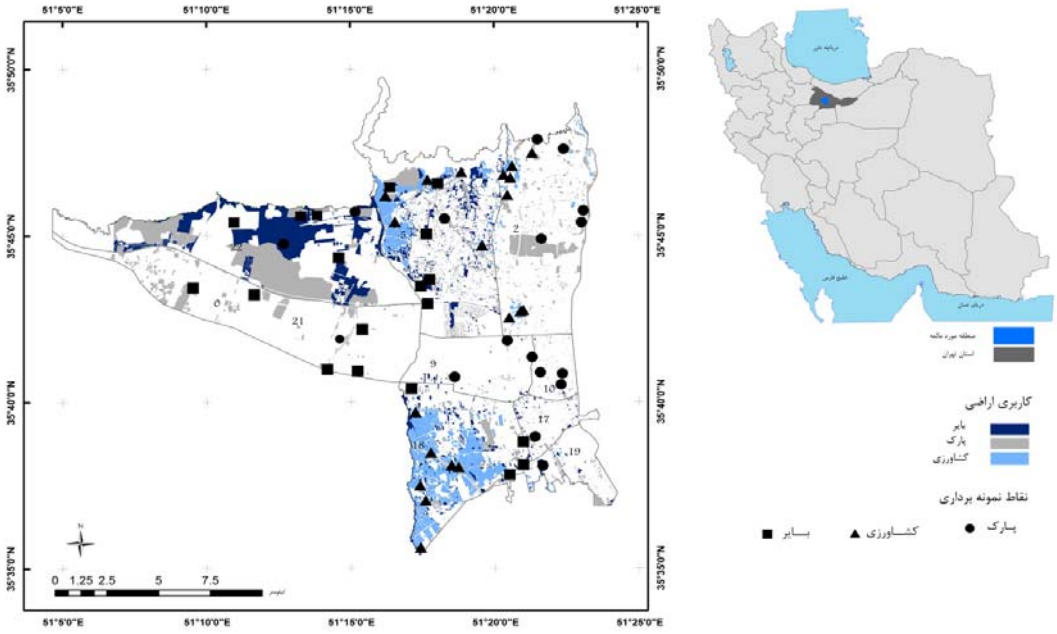
مقدمه

چشم‌اندازهای شهری واحدهای مکانی هستند که از روابط متقابل کاربری اراضی با لندفرم، خاک، هیدرولوژی، اقلیم، بیولوژی و اثرات انسان تشکیل شده‌اند (۲۷). چشم‌انداز سالم، محیطی را فراهم می‌نماید که اشکال متنوع و با کیفیت زندگی شکل می‌گیرند. سه منبع بنیادی این محیط‌ها آب، هوا و خاک هستند که هرچند رویکردهای اندازه‌گیری کیفیت آب و هوا به خوبی تدوین شده است اما ارزیابی کیفیت خاک کمتر مورد توجه قرار گرفته است. تخریب کیفیت خاک می‌تواند در اثر فرسایش، اسیدی شدن، کاهش مواد آلی، بیابان‌زایی و آلاینده‌های شیمیایی ایجاد و به تبع آن باعث آلودگی منابع آب گردد. همچنین تغییر اقلیم جهانی در اثر افزایش گازهای گلخانه‌ای (۸، ۱۱، ۱۳، ۱۵) موجب افزایش تغییرات شرایط آب و هوایی شده است و خاک به‌عنوان بافر در فرایندهای هیدرولوژیک و بیوژئوشیمیایی اثرات شرایط حدی آب و هوا را کاهش می‌دهد.

امروزه شهرها به‌عنوان مهم‌ترین کانون‌های جمعیت انسانی بیشترین تأثیر را بر محیط گذاشته و جزء جدایی‌ناپذیر مدیریت محیط می‌باشند. به گزارش مرکز آمار ایران در سال ۱۳۹۰، ۷۱٪ درصد از کل جمعیت ایران، ساکن مناطق شهری می‌باشند که این میزان در مقایسه با سال ۱۳۸۵، ۳ درصد رشد داشته است (۴). تأثیرات این جمعیت شهری بر اکولوژی چشم‌اندازها و به‌طور خاص بر چرخه‌های ژئوشیمیایی و اقلیم جهانی و ناحیه‌ای به‌طور گسترده‌ای ناشناخته باقیمانده است (۱۲). فعالیت‌های انسانی در توسعه شهر همواره با تولید خاک‌های مصنوعی، و پوشاندن سطح خاک‌های طبیعی همراه است که منجر به تولید خاک شهری می‌گردند (۱۱، ۱۸، ۲۶). در مقایسه با خاک‌های طبیعی، ویژگی‌های خاک‌های شهری ممکن است بیشتر تحت سیطره خاستگاه انسانی آنها قرار گیرد (۱۹). به‌منظور ارزیابی نقش خاک‌های شهری در چرخه‌های شیمیایی و تأثیرات اکوسیستمی آنها برای آلودگی‌های شهری درک گسترده‌تری از ویژگی‌های خاک شهری احتیاج است (۲۸، ۳۰، ۳۲). بررسی کیفیت خاک می‌تواند به‌عنوان روشی به‌منظور درک بهتر پیامدهای حاصل از افزایش آلودگی‌ها در محیط‌های شهری و تدوین رویکردها و پروتکل‌های ارزیابی جامع کیفیت خاک در برنامه‌ریزی شهری و مدیریت چشم‌انداز استفاده شود.

ظرفیت خاک برای عمل در اکوسیستم و واحدهای کاربری اراضی برای بقای بیولوژیک و بهبود کیفیت محیط و سلامت انسان را کیفیت خاک می‌نامند (۶ و ۷). کیفیت خاک بستگی به ویژگی های طبیعی خاک و همچنین اثرات مدیریتی و کاربری اراضی دارد. کیفیت خاک مؤلفه‌ها و فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک و روابط متقابل آنها را تجمیع می‌نماید. کیفیت خاک را نمی‌توان به‌طور مستقیم اندازه‌گیری نمود، اما ویژگی‌های خاک که به تغییرات مدیریت و کاربری اراضی حساس هستند می‌توانند به‌عنوان شاخص و معیار کیفیت خاک مورد استفاده قرار گیرند (۹ و ۱۰). انتخاب تعداد مناسبی از معیارها مهم ترین مرحله در ارزیابی و پایش کیفیت خاک است که آن را مجموعه حداقل داده می‌نامند. روش‌های اندازه‌گیری معیارهای انفرادی و یا مجموعه حداقل داده در راستای پایش زمانی و مکانی کیفیت خاک و ارزیابی مدیریت و کاربری اراضی استفاده می‌شود. تکنیک‌های آماری چند متغیره و رویکردهای مدل سازی از ابزار تعیین و تشخیص پارامترهای مناسب در انتخاب حداقل مجموعه داده می‌باشد.

در مطالعه‌ای تحت عنوان ارزیابی جامع کیفیت خاک در مدیریت شهری در نیویورک، ۳۹ معیار بالقوه کیفیت خاک بررسی و چهار معیار فیزیکی (پایداری خاکدانه، ظرفیت آب قابل دسترس، سختی سطحی و زیرسطحی) و چهار معیار بیولوژیک (مواد آلی، کرین فعال، نیتروژن قابل معدنی شدن و نرخ سلامت ریشه) براساس حساسیت معیارها به مدیریت اراضی، ارتباط با فرایندهای کارکردی خاک، هزینه و راحتی نمونه‌برداری برای تعیین سلامت خاک‌های شهری انتخاب و برای کاربری‌های اراضی کشاورزی، بایر و پارک شهری مورد آزمایش قرار گرفتند. نتایج نشان داد دستورالعمل پیشنهادی ارزیابی جامعی از توانایی خاک در اجرای وظایف بحرانی



شکل ۱. محدوده جغرافیایی منطقه مورد مطالعه در غرب شهر تهران و پراکندگی نقاط نمونه‌برداری

زیست محیطی با هزینه معقول نشان می‌دهد (۲۷). ارزیابی سلامت خاک در زمین‌های کشاورزی کاشت گوجه فرنگی در داخل محدوده شهری در شهر کلیولند، ایالت اوهایو آمریکا (۲۴) و بررسی اثرات زمین‌های شهری بر کیفیت خاک در مناطقی با سرعت بالای شهرنشینی در کانشان، چین (۳۱) نیز مورد توجه محققان بوده است. همچنین ویژگی‌های کربن آلی و نیتروژن کل به‌عنوان معیارهای مهم در ارزیابی کیفیت خاک مناطق شهری با تأکید بر تأثیرکاربری و مدیریت اراضی شهری معرفی شدند (۱۲، ۱۸). با توجه به کمبود اطلاعات و داده در زمینه مطالعات کیفیت خاک در مناطق شهری ایران، هدف از این پژوهش جمع‌آوری اطلاعات از ویژگی‌های خاک منطقه غرب شهر تهران و ارزیابی کیفیت خاک تحت تأثیر کاربری اراضی شهری با استفاده از روش مجموعه حداقل داده بود.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

شهر تهران از نظر جغرافیایی در ۵۱ درجه و ۱۷ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۳۳ دقیقه طول شرقی و ۳۵ درجه و ۳۵ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۴۸ دقیقه عرض شمالی قرار گرفته است. این شهر از جهت شمال به کوه‌های البرز و از سمت جنوب به کوه‌های بی‌بی‌شهربانو و دشت‌های شهریار و ورامین ختم می‌شود. غرب شهر تهران با درنظر گرفتن ویژگی‌های جغرافیایی و توسعه واحدهای صنعتی و همچنین اراضی کشاورزی در حومه از موقعیت ویژه‌ای برخوردار می‌باشد. وسعت این منطقه در حدود ۳۰۷ کیلومتر مربع است شکل (۱) که ۹ منطقه از مناطق ۲۲ گانه شهر تهران را در بر می گیرد. طی یک دوره ۳۰ ساله، متوسط میزان بارندگی سالانه آن ۲۲۰ میلی متر و میزان بارندگی سالانه آن بین ۲۰۰ الی ۴۰۰ میلی متر گزارش شده است. بیشترین میزان بارش در زمستان اتفاق می‌افتد. شهر تهران برروی مخروط افکنه بنا شده است که شیب آن به‌تدریج از شمال و دامنه های البرز به سمت جنوب کاهش پیدا می کند و به این ترتیب در بخش‌های شمالی مرتفع‌تر و دارای ناهمواری می‌باشد. بیشترین تشکیلات زمین شناسی این منطقه مربوط به دوره کواترنری است. تشکیلات ترشیاری دومین تشکیلات

وسیع تهران را تشکیل می دهد. نوع کاربری در شهر تهران مشتمل بر ۹ کاربری است که عبارتند از: مسکونی، فضای سبز، تاسیسات و تجهیزات شهری، صنعتی، تجاری، حمل و نقل و انبار،کشاورزی، اراضی بایر و خدمات. کاربری مسکونی بیشترین درصد از مجموع مساحت شهر تهران را به خود اختصاص داده (۳۵/۰۹)، پس از آن فضای سبز بیشترین مساحت را دارد. کاربری‌های مورد بررسی در منطقه غرب شهر تهران شامل اراضی بایر، اراضی کشاورزی و پارک (شامل فضای سبز و جنگل دست‌کاشت) می‌شود. کاربری کشاورزی (شامل اراضی باغی، گندم و جو) با ۱۹/۴ کیلومتر مربع مساحت در بخش‌هایی از شمال منطقه ۵ و همچنین در بخش‌های جنوب غربی شهر گسترده شده است. اراضی بایر و فضای سبز به ترتیب با ۲۲/۹ کیلومترمربع و ۳۴ کیلومترمربع مساحت در غرب شهر تهران پراکنده هستند. شهر تهران بزرگ‌ترین، پرجمعیت‌ترین و مهم‌ترین شهر کشور محسوب می‌شود و با مسائلی نظیر رشد فزاینده جمعیت و به تبع آن ساخت و سازهای مسکونی و تجاری، آلودگی هوا، کاهش کمی و کیفی آب‌های زیرزمینی، مواجه است. تحقیقات انجام گرفته توسط وزارت بهداشت حاکی از آن است که میزان آلاینده‌های موجود در هوای شهر تهران ۸/۲ برابر استانداردهای جهانی می‌باشد (۲). میزان آلاینده‌های عمده هوای شهر تهران بدین شرح است: منواکسید کربن ۱۲۸۴ هزار تن، هیدروکربورها ۱۱۶ هزار تن، ریزگردها ۲۱ هزار تن، سولفور گوگرد ۱۷ هزار تن و اکسیدهای ازت ۱۰۴ هزار تن (۳) که می‌تواند هنگام بارندگی باعث آلودگی آب و به تبع آن آلودگی و کاهش کیفیت خاک گردد.

نمونه‌برداری و تجزیه‌های آزمایشگاهی

تعداد ۵۶ نمونه براساس روش تصادفی از کاربری‌های مختلف برداشت شد (شکل ۱). تعداد ۲۰، ۲۰ و ۱۶ نمونه خاک به‌ترتیب از سه کاربری اراضی بایر، زمین‌های کشاورزی داخل محدوده شهری و پارک‌ها یا جنگل‌های دست کاشت، از عمق صفر تا بیست سانتی‌متری خاک با استفاده از رینگ نمونه‌برداری به حجم ۶۸ سانتی‌متر مکعب برداشت شد. در نمونه‌برداری از اراضی بایر نقاط نمونه‌برداری به گونه‌ای انتخاب شد تا خاک دست خورده نباشد. همچنین نمونه‌ها در اراضی کشاورزی، تمامی انواع اراضی باغی و زراعی را پوشش داد. پارک، فضای سبز و جنگل دست‌کاشت نیز به‌گونه‌ای انتخاب شدند که حداقل ۱۵ سال از جنگل‌کاری و یا بهره‌برداری از آنها گذشته باشد. پس از خشک شدن، نمونه‌ها با استفاده از الک دو میلی‌متری الک و ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی اندازه‌گیری شد. بافت خاک از طریق روش هیدرومتر تعیین گردید (۱۷). ظرفیت رطوبت اشباع از تفاضل وزن گل اشباع، قبل و بعد از خشک کردن آن در آون به‌دست آمد. آب قابل دسترس نمونه‌ها با استفاده از دستگاه فشار آب خاک تعیین شد. ابتدا نمونه های خاک درون رینگ ها یا استوانه های روی صفحه دستگاه ریخته شد و با افزودن آب در چندین نوبت به حد اشباع رسید. سپس دستگاه برای فشارهای ۱۵ و ۰/۰۱ بار در فشار یک سوم بار تنظیم و مدت ۲۴ ساعت بعد نمونه‌ها وزن شد و به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد در آون قرار داده شد و درنهایت براساس وزنی، رطوبت نمونه‌ها تعیین شد که از تفاضل آنها آب قابل دسترس محاسبه شد. وزن مخصوص ظاهری با استفاده از برداشت نمونه‌های دست نخورده به‌وسیله رینگ نمونه‌برداری، تعیین حجم نمونه و سپس تقسیم آن بر وزن نمونه اندازه‌گیری شد. pH و هدایت الکتریکی به‌وسیله دستگاه pH متر و EC متر تعیین شد. نیتروژن کل به‌وسیله روش کجدال (۲۵) و کربن آلی خاک از طریق روش والکی- بلک اندازه‌گیری شد (۲۲). مقدارآهک موجود در خاک با استفاده از طریق انحلال اسیدی و اندازه‌گیری گاز دی‌اکسیدکربن آزاد شده به‌دست آمد. میزان سدیم و پتاسیم با استفاده از عصاره ۱:۱ خاک با استفاده از دستگاه فلیم فوتومتر به‌دست آمد (۱۶). اندازه‌گیری فسفر به روش اسپکتروفتومتری انجام گرفت (۱۴).

تحلیل آماری داده‌ها و تعیین شاخص کیفیت خاک

با توجه به اینکه در این تحقیق به‌طور عمده در تمام مراحل بررسی‌های آماری از تکنیک‌های آماری چند متغیره مانند تحلیل عامل‌ها به روش تجزیه مؤلفه‌های اصلی و آزمون تحلیل واریانس استفاده گردید، لذا پیش از انجام هر یک از آنها ابتدا فرض‌های مرتبط با نوع آزمون برای تمام داده های مورد استفاده انجام شد. آزمون کلموگروف- اسمیرنوف برای آزمودن نکویی برازش داده‌ها به توزیع نرمال استفاده شد. به‌منظور بررسی تناسب و کفایت داده‌ها برای تحلیل عامل‌ها از آماره‌های KMO (Kaiser-Meyer-Olkin) و بارتلت (Bartlett's test) استفاده شد. KMO معیاری از کفایت نمونه برداری است که صلاحیت کاهش داده ها به گروه‌های کوچک‌تر را تعیین می‌کند. آماره کرویت بارتلت نشان می‌دهد که آیا ماتریس همبستگی، یک ماتریس همسان و واحد است؛ که غیروابستگی متغیرها را نشان می‌دهد. مقادیر بسیار کوچک (کمتر از ۰/۰۵) بیانگر این است که روابط معنی‌دار بین متغیرها وجود دارد (۲۳). انجام محاسبات آماری توسط نرم‌افزار IBM SPSS نسخه ۱۹ انجام شد.

شاخص کیفیت خاک (SQI) به‌روش مجموعه حداقل داده (Minimum Data Set) طی چند مرحله تعیین شد (۶ و ۷). در مرحله اول تحلیل عاملی روی متغیرهایی انجام شد که براساس آزمون تحلیل واریانس بین انواع کاربری اراضی شهری دارای تفاوت معنی‌دار بودند. در این تحلیل، عامل‌هایی که دارای مقادیر ویژه بیش از یک بودند تعیین شده و براساس وزنه خصوصیات خاک در هر عامل و مقدار اشتراک آنها، حداقل خصوصیات خاک تعیین گردید. در این تحقیق ۱۰ درصد بیشترین بار وزنی ملاک انتخاب خصوصیات خاک بود. چنانچه درون یک عامل یا مؤلفه تنها یک متغیر بود، تنها همان خصوصیت به عنوان متغیر مربوط به آن عامل یا مؤلفه انتخاب شد. چنانچه یک مؤلفه دارای متغیرهای متعدد بود ابتدا همبستگی آنها بررسی شد و چنانچه همبستگی بالا (کمتر از ۰/۶) بین آنهاوجود نداشته باشد، تمامی متغیرها در مجموعه داده حفظ گردید. از بین متغیرهایی که همبستگی بالا دارند، مجموع همبستگی با بقیه محاسبه می‌گردد و متغیری که بیشترین همبستگی را دارد انتخاب می‌گردد (۵). در مرحله بعد خصوصیات انتخابی در مرحله قبل براساس این‌که از چه تابعی پیروی می کنند (هر چه بیشتر بهتر، هر چه کمتر بهتر و یا مقدار بهینه) بین مقادیر صفر و یک امتیازبندی شدند. در مرحله آخر عامل های انتخابی براساس میزان توجیه واریانس هر یک از فاکتورها وزن‌دهی شدند. به‌طوری که مقدار توجیه واریانس هر یک از عامل‌ها بر واریانس کل توجیهی توسط تمامی عامل‌ها با مقادیر ویژه بیش از یک تقسیم شده و وزن هر یک از متغیرها تعیین شد. درنهایت شاخص کیفیت خاک با استفاده از رابطه (۱) تعیین شد.

$$SQI = \left(\frac{\sum_{i=1}^{n} W_i S_i}{n}\right) \times 10 \qquad (1)$$

که SQI شاخص کیفیت خاک، W_i وزن هر یک از فاکتورها، S_i امتیاز هر یک از معیارهای مؤثر در کیفیت خاک و n تعداد فاکتورهای مجموعه حداقل داده می باشد. درنهایت شاخص کیفیت خاک در کاربری‌های مختلف با استفاده از تحلیل واریانس مقایسه شدند.

نتایج و بحث

تأثیر کاربری اراضی شهری بر کیفیت خاک

تحلیل های آماری اولیه متغیرهای مورد مطالعه در قالب توزیع فراوانی مورد بررسی قرار گرفت و نتایج آزمون فرض نرمال بودن متغیرهای فیزیکوشیمیایی برای هر یک از کاربری‌ها پذیرفته شد ($\alpha > ۰/۰۵$). متغیرهای فیزیکی و شیمیایی خاک که برگرفته از خصوصیت ذاتی خاک است و تغییرات آنها در فرایند طولانی‌مدت صورت می‌گیرد، دارای توزیع نرمال بوده و میزان انحراف از توزیع نرمال کم می‌باشد به استثنای اینکه تداخل و یا برهم‌خوردگی خاک موجب تغییرات شدید در متغیرهای خاک گردد. آماره‌های KMO و بارتلت به‌ترتیب با مقدار ۰/۷۹ و ۰/۰۰۴ کفایت و تناسب داده‌ها را برای انجام تحلیل عاملی نشان داد.

جدول ۱. آماره‌های توصیفی ویژگی‌های خاک در کاربری‌های مختلف

متغیر	کاربری	میانگین	انحراف معیار	خطای استاندارد	متغیر	کاربری	میانگین	انحراف معیار	خطای استاندارد
	پارک	۹۴/۳	۲۶/۲	۶/۵		پارک	۱۲۴/۳	۱۱۶/۶	۲۹/۱
آهک	کشاورزی	۵۶/۳	۲۹/۵	۶/۶	سدیم	کشاورزی	۲۸/۲	۱۵/۳	۳/۴
($g\ kg^{-1}$)	بایر	۹۳/۷	۴۳/۱	۹/۶	($g\ kg^{-1}$)	بایر	۷۰/۹	۸۷/۸	۱۹/۶
	کل	۸۰/۴	۳۸/۲	۵/۱		کل	۷۰/۹	۱۳/۸۹	۱۱/۹
	پارک	۱/۱	۰/۹	۰/۲		پارک	۵۱/۷	۱۳/۹۲	۳/۵
نیتروژن	کشاورزی	۲/۱	۱/۶	۰/۳	شن	کشاورزی	۴۹/۴	۱۲/۸	۲/۸
($g\ kg^{-1}$)	بایر	۰/۹	۰/۹	۰/۲	(٪)	بایر	۵۲/۷	۱۲/۶۶	۲/۸
	کل	۱/۷	۱/۳	۰/۲		کل	۵۱/۱	۱۲/۹	۱/۷
	پارک	۸/۰	۰/۲	۰/۰۴۴		پارک	۲۳/۱	۸/۹	۲/۲
pH	کشاورزی	۷/۹	۰/۲	۰/۰۴۲	رس	کشاورزی	۲۰/۷	۷/۹	۱/۸
	بایر	۷/۹	۰/۲	۰/۰۴۸	(٪)	بایر	۲۲/۷	۶/۱۱	۱/۴
	کل	۷/۹	۰/۲	۰/۰۲۶		کل	۲۲/۱	۷/۶	۱/۰۱
	پارک	۵۹۰/۵	۵۶۷/۲	۱۴۱/۸		پارک	۲۵/۱	۹/۴	۲/۳
EC	کشاورزی	۴۸۶/۹	۳۴۶/۲	۷۷/۴	سیلت	کشاورزی	۲۹/۸	۹/۷	۲/۱
($dS\ m^{-1}$)	بایر	۳۱۴/۱	۳۵۳/۴	۷۹/۰۲	(٪)	بایر	۲۴/۹	۹/۳	۲/۰۸
	کل	۴۵۴/۸	۴۳۰/۴	۵۷/۵		کل	۲۶/۷	۹/۶	۱/۳
	پارک	۰/۶	۰/۲	۰/۰۷		پارک	۱/۴	۰/۲	۰/۰۶
فسفر	کشاورزی	۰/۵	۰/۱	۰/۰۳	وزن مخصوص ظاهری	کشاورزی	۱/۳	۰/۳	۰/۰۶
($g\ kg^{-1}$)	بایر	۰/۵	۰/۱	۰/۰۳	($Mg\ m^{-3}$)	بایر	۱/۷	۰/۲	۰/۰۵
	کل	۰/۵	۰/۲	۰/۰۲		کل	۱/۵	۰/۳	۰/۰۴
	پارک	۲۴/۹	۱۶/۷۷	۴/۲		پارک	۴۶/۰	۸/۸	۲/۲
پتاسیم	کشاورزی	۱۴/۴	۱۴/۴	۳/۲	رطوبت اشباع	کشاورزی	۴۴/۶	۹/۱	۲/۰۵
($g\ kg^{-1}$)	بایر	۱۳/۹	۲۱/۰	۴/۷	(٪)	بایر	۴۳/۹	۱۹/۷	۴/۴
	کل	۱۷/۲	۱۸/۰	۲/۴		کل	۴۴/۷	۱۳/۶	۱/۸
	پارک	۸/۷	۴/۴	۱/۱		پارک	۲۳۰/۳	۴۴/۰	۱۰/۰
کربن	کشاورزی	۱۰/۸	۷/۸	۱/۷	آب قابل	کشاورزی	۲۲۳/۱	۴۶/۰۰	۱۰/۳
($g\ kg^{-1}$)	بایر	۳/۷	۴/۱	۰/۹	دسترس	بایر	۲۱۹/۵	۹۸/۳	۲۱/۹
	کل	۷/۷	۶/۵	۰/۹		کل	۲۲۳/۹	۶۷/۹	۹/۰۸

ویژگی‌های پارامترهای مورد بررسی تحت عنوان شاخص‌های آماری توصیفی در جدول (۱) به‌طور خلاصه به نمایش درآمده است. مقادیر نیتروژن کل و کربن آلی به‌ترتیب در کاربری‌های کشاورزی، پارک و اراضی بایر بیشترین مقادیر را به خود

جدول ۲. نتایج تحلیل واریانس در کاربری‌های مختلف

ویژگی‌های خاک	F	معنی‌داری	منابع تغییر		
			پارک×کشاورزی	پارک×بایر	کشاورزی×بایر
آهک	۷/۸	۰/۰۰۱*	۰/۰۰۵	۰/۹۹۹	۰/۰۰۳
نیتروژن کل	۶/۱	۰/۰۰۴*	۰/۸۱۹	۰/۰۳۹	۰/۰۰۵
pH	۲/۳	۰/۱۰۶	۰/۵۳۱	۰/۰۸۷	۰/۴۸۹
هدایت الکتریکی	۲	۰/۱۴۷	۰/۷۴۷	۰/۱۳۵	۰/۴۰۶
فسفر	۰/۸	۰/۴۷۱	۰/۶۰۱	۰/۴۷۲	۰/۹۷۳
پتاسیم	۲/۱	۰/۱۳۳	۰/۱۹۱	۰/۱۶۴	۰/۹۹۶
کربن آلی	۷/۶	۰/۰۰۱*	۰/۵۶۴	۰/۰۳۴	۰/۰۰۱
سدیم	۶/۱	۰/۰۰۴*	۰/۰۰۳	۰/۱۳۶	۰/۲۳۳
شن	۰/۳	۰/۷۶۳	۰/۸۶۴	۰/۹۸۷	۰/۷۵۹
رس	۰/۵	۰/۵۹۹	۰/۶۲۶	۰/۹۸۵	۰/۶۹۹
سیلت	۱/۶	۰/۲۰۵	۰/۳۱۹	۰/۹۹۷	۰/۲۴۲
وزن مخصوص	۱۰/۹	۰/۰۰۱*	۰/۹۴۴	۰/۰۰۲	۰/۰۰۱
رطوبت اشباع	۰/۲	۰/۸۳۰	۰/۹۴۸	۰/۸۸۶	۰/۹۸۵
آب قابل دسترس	۰/۲	۰/۸۳۰	۰/۹۴۸	۰/۸۸۶	۰/۹۸۵

اختصاص داده‌اند. در اراضی کشاورزی از حاصل‌خیز کننده‌ها و در پارک‌های شهری از کودهای کمپوست استفاده می‌گردد که باعث افزایش میزان نیتروژن و به تبع آن کربن آلی خاک می‌گردد. همچنین در ارضی بایر عدم وجود پوشش گیاهی و هدررفت در اثر فرسایش می تواند از دلایل اصلی کاهش میزان کربن آلی و نیتروژن خاک باشد. مقادیر پتاسیم، سدیم و هدایت الکتریکی در کاربری پارک بیش از سایر کاربری‌های دیگر است که دلیل آن می‌تواند آبیاری با آب فاضلاب و یا انحلال نمک مورد استفاده برای ذوب برف در فصل زمستان و هدایت آن به فضای سبز پارک باشد.

خصوصیات اندازه‌گیری شده در منطقه غرب تهران به صورت بارزی اثر کاربری اراضی بر خصوصیات کیفی خاک را نشان می دهند. سه نوع کاربری اراضی با هم مقایسه گردیدند و با توجه به نتایج آماره F مشخص گردید که اختلاف میانگین‌ها دارای اختلاف معنی‌داری برای خصوصیات کربن آلی و نیتروژن کل می باشد (جدول ۲). با توجه به نتایج آماره توکی Post hoc اختلاف شدید و معنی‌داری بین مقدار کربن آلی و نیتروژن کل بین کاربری‌های پارک و کشاورزی دیده نمی‌شود اما اختلاف معنی‌داری بین کاربری اراضی بایر با کشاورزی و پارک مشاهده می‌گردد (جدول ۲). با توجه به اینکه تولید گیاه سرپا و بیوماس در اراضی بایر کم بوده و به‌علت ورودی کم مواد تازه گیاهی به خاک، میزان کربن آلی و نیتروژن کل خاک اندک می‌باشد. در اراضی کشاورزی از کودهای شیمیایی استفاده می گردد که باعث افزایش میزان نیتروژن و به تبع آن کربن آلی خاک می‌گردد در حالی‌که در فضای سبز شهری استفاده از انواع کود و آبیاری با فاضلاب می‌تواند منجر به افزایش کربن آلی و نیتروژن کل گردد که باعث اختلاف معنی‌دار با کاربری اراضی بایر شده است. همچنین مقایسه متغیرهای دیگر در کاربری‌ها نشان داد که خصوصیات آهک، سدیم و وزن مخصوص ظاهری براساس آزمون تجزیه واریانس دارای اختلاف معنی دار بودند اما آماره درون گروهی Post hoc برای بارزسازی تفاوت‌ها بین کاربری‌ها نشان داد که عمدتاً این خصوصیات قادر به تفکیک

جدول ۳- نتایج تحلیل عاملی و بار عامل‌ها بر اساس روش واریماکس

ویژگی‌های خاک	فاکتور۱	فاکتور۲
آهک	-۰/۳۵۸	۰/۲۱۰
نیتروژن کل	۰/۹۳۲	۰/۰۹۷
کربن آلی	۰/۹۴۰	۰/۰۴۵
سدیم	۰/۰۰۲	۰/۹۵۵
وزن مخصوص ظاهری	-۰/۶۵۱	۰/۳۸۱
مقدار ویژه	۲/۳	۱/۱
درصد واریانس	٪۴۶/۷	٪۲۱/۷
درصد واریانس تجمعی	٪۴۶/۷	۶۸/۴

هر سه گروه دوتایی کاربری اراضی نبودند (جدول ۲). بدین ترتیب از بین ۱۴ خصوصیت فیزیکی و شیمیایی خاک، ویژگی‌هایی که دارای اختلاف معنی‌دار در کاربری‌های مختلف بودند شامل: کربن آلی خاک، نیتروژن کل، آهک، سدیم و وزن مخصوص ظاهری برای تعیین شاخص کیفیت خاک وارد مرحله تحلیل عامل‌ها به روش تجزیه مؤلفه‌های اصلی شدند.

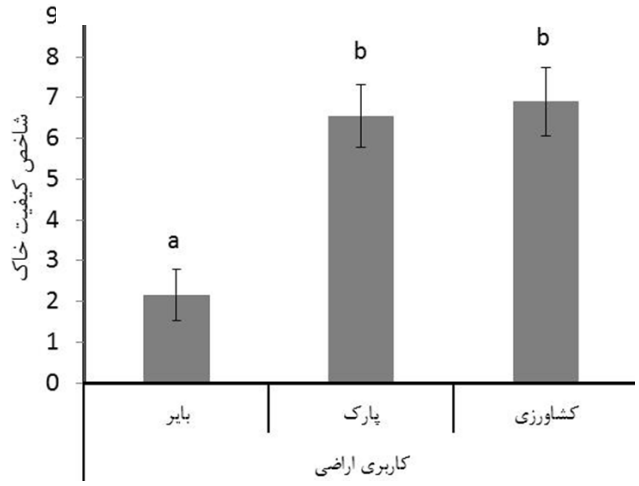
شاخص کیفیت خاک

براساس روش تحلیل عامل‌ها با استفاده از تجزیه مؤلفه‌های اصلی دو عامل دارای مقادیر ویژه بیش از یک بودند (جدول ۳). براساس بار عاملی هر یک از خصوصیات خاک در هر عامل، حداقل مجموعه داده تعیین گردید. در این تحقیق ۱۰ درصد بیشترین بار وزنی عامل‌ها ملاک انتخاب اولیه متغیرها بود. عامل اول با توجیه بیش از ۴۶ درصد از مجموع کل واریانس دارای بار عامل مثبت قوی با خصوصیات کربن آلی و نیتروژن کل می‌باشد. با توجه به اینکه خصوصیات کربن آلی و نیتروژن کل دارای همبستگی معنی‌داری با همدیگر هستند، بنابراین ویژگی کربن آلی که دارای بیشترین بار عاملی است به‌عنوان معیار در مجموعه حداقل داده انتخاب گردید. عامل دوم با توجیه میزان واریانس معنی‌دار ۲۱/۸ درصد از مجموع کل واریانس دارای بار عاملی مثبت قوی با میزان سدیم می‌باشد. با توجه به اینکه سدیم تنها ویژگی با بیشترین بار عاملی است بنابراین سدیم نیز به‌عنوان معیار در مجموعه حداقل داده شناخته شد.

داده‌های معیارهای حداقل مجموعه داده براساس این‌که از چه تابعی پیروی می‌کنند نرمال‌سازی یا امتیازدهی شدند به‌طوری که برای کربن آلی تابع هرچه بیشتر بهتر، درنظر گرفته شد و مقادیر کربن آلی برای هر یک از نمونه‌ها بر مقدار حداکثر مشاهده شده در بین نمونه‌ها تقسیم شد. برای معیار سدیم تابع مقدار بهینه لحاظ شد و تا حد آستانه (صدک ۵۰) از تابع بیشتر بهتر، و بعد از آن کمتر بهتر درنظر گرفته شد و امتیازدهی شد. نتایج روش خطی امتیازدهی یا نرمال‌سازی متغیرها به‌طور شدید بستگی به واریانس هر یک از متغیرها دارد، زیرا هر مشاهده بخشی از مشاهده حداکثر یا حداقل معیارها بسته به رویکرد بیشتر بهتر است یا کمتر بهتر است دارد. وزن‌های عامل‌ها با استفاده از نسبت میزان درصد توجیه واریانس هر یک از عامل‌ها به واریانس کل توجیهی توسط تمامی عامل‌های تجزیه مؤلفه‌های اصلی با آماره مقادیر ویژه بیش از یک تعیین شد. درنهایت شاخص ارزیابی کیفیت خاک (SQI) به منظور ارزیابی درجات کیفیت برای تمامی فاکتورهای مؤثر بر کیفیت خاک به‌صورت رابطه (۲) ارایه شد.

$$SQI = \left(\frac{\sum_{i=1}^{n} ۰/۶۸\times S_{OC} + ۰/۳۲\times S_{Na}}{n}\right)\times ۱۰ \qquad (۲)$$

در این رابطه SQI شاخص کیفیت خاک، S_{OC} امتیاز معیار کربن



شکل ۲. مقایسه شاخص کیفیت خاک در کاربری‌های اراضی شهری، غرب شهر تهران. وف مشابه در هرکاربری نشان‌دهنده عدم اختلاف معنادار در بین کاربری‌ها می‌شد.

آلی و S_{Na} امتیاز معیار سدیم است. درنهایت کیفیت خاک محاسبه شده با استفاده از تجزیه واریانس در کاربری‌های مختلف شهری غرب شهر تهران مورد مقایسه قرار گرفت. مقادیر بالای شاخص کیفیت خاک بیانگر کیفیت مناسب خاک می‌باشد. شاخص کیفیت خاک در منطقه مورد مطالعه در شکل (۲) نشان داده شده است. نتایج نشان داد که شاخص کیفیت خاک در کاربری‌های مورد مطالعه دارای اختلاف معنادار (P =۰/۰۰۱، F =۱۳/۱) در سطح ۰/۰۵ می‌باشند و کمترین کیفیت خاک مربوط به کاربری اراضی بایر است.

در اکوسیستم‌های شهری، خاک‌ها براساس کارکردها و خدمات زیست محیطی خود نقش بسیار مهمی را بر عهده دارند (۲۱). اجرای صحیح فعالیت‌های مدیریتی خاک در محیط‌های شهری و بر مبنای کاربری اراضی و با هدف دستیابی به توسعه پایدار شهری نیازمند شناسایی و تشخیص حساس‌ترین و مهم‌ترین ویژگی‌های شیمیایی خاک در برابر تغییرات می‌باشد. روش مجموعه حداقل داده از جمله مناسب‌ترین شیوه‌ها در جهت نیل به این هدف است (۶). در این بررسی با استفاده از این روش حساس‌ترین ویژگی‌ها به‌منظور ارزیابی کیفیت خاک در سطح شهر تهران در کاربری‌های کشاورزی، بایر و جنگل دست کاشت کربن آلی و سدیم تشخیص داده شد که با مطالعات دیگر (۹، ۲۹) مطابقت دارد. نتایج حاصل از این بررسی نشان داد که اراضی بایر شهری از پایین‌ترین کیفیت خاک برخوردار هستند که این نتیجه با نتایج حاصل از پژوهش شیندلبک و همکاران مطابقت دارد (۲۷).

خاک‌های شهری به‌طور بالقوه می‌توانند مقادیر بالای کربن آلی خاک را در خود ذخیره کنند و بنابراین ایجاد روش‌های مؤثر در ترسیب مواد آلی نظیر کربن و نیتروژن در خاک‌های شهری می‌تواند راهکار مناسبی به‌منظور کاهش این مواد در جو تلقی گردد. این اقدامات منجر به افزایش کارکردهای زیست‌محیطی خاک می‌گردد و همچنین خدمات محیط زیست شهر را به‌وسیله افزایش کیفیت خاک، بهبود بخشد (۱۸). سدیم سرعت تشکیل سله و تخریب ساختمان خاک را افزایش می‌دهد که به نوبه خود موجب کاهش نفوذپذیری، افزایش رواناب و درنهایت افزایش پتانسیل فرسایش خاک می‌گردد. اندازه متوسط قطر خاکدانه یا ذرات خاک فرسایش یافته با افزایش نسبت جذب سطحی سدیم خاک، کاهش می‌یابد (۲۰). بنابراین غلظت بالای سدیم موجب تضعیف خاکدانه‌ها و پراکنش آنها در برابر بارندگی می‌گردد (۱).

نتیجه‌گیری

کیفیت خاک تدبیری است که فاکتورهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک خاک را در قالب یک چارچوب برای ارزیابی منابع خاک براساس کاربری اراضی فراهم می نماید. حفظ یا ارتقا کیفیت خاک یکی از سنجه های عمومی جهت ارزیابی پایداری اکوسیستم‌های مختلف در جهت تصمیم‌گیری در عملیات مدیریت پایدار است. علیرغم این که معیارهای کیفیت خاک در حال توسعه است اما مجموعه حداقل داده روشی در شناخت ویژگی‌های حساس خاک به مدیریت و یا تنش‌های محیطی می‌باشد. رویکردهای اندازه‌گیری کیفیت آب و هوا تاکنون شناخته شده‌اند اما پروتکل ارزیابی کیفیت خاک به‌منظور پایش چشم‌انداز (لنداسکیپ) شهری وجود ندارد و نتایج این مطالعه می‌تواند پیشنهادی برای رسیدن به این هدف و تعمییم به مناطق مشابه باشد.

سپاسگزاری

هزینه مالی این پژوهش با پشتیبانی مالی معاونت پژوهشی دانشگاه شهید بهشتی انجام شده است. بدینوسیله از این معاونت تشکر و قدردانی به‌عمل می‌آید.

منابع مورد استفاده

۱. دردی‌پور، ا.، ح. قدیری و ح. جنت. ۱۳۸۶. اثر شوری و سدیم بر فرسایش پذیری، انتقال رسوب وکیفیت پایاب حاصله در سه نوع خاک مختلف، مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، ۴: ۱۲-۱.

۲. صالحی ا.، و ح. هویدی. ۱۳۸۶. مقایسه راهکارهای مدیریتی کاهش آلودگی هوا در سکونتگاههای انسانی مطالعه موردی شهر تهران، اولین کنفرانس مهندسی برنامه ریزی و مدیریت سیستم‌های محیط زیست. دانشگاه تهران. ۱۱ تا ۱۲ دی‌ماه ۱۳۸۶.

۳. صفوی، س. ی. و ب. علیجانی. ۱۳۸۵. بررسی عوامل جغرافیایی در آلودگی هوای تهران، مجله پژوهش‌های جغرافیایی، ۵۵: ۹۹-۱۱۲.

۴. مرکز آمار ایران. ۱۳۹۳. https://www.amar.org.ir

۵. نصرتی، ک. و م. مجدی. ۱۳۹۱. تعیین شاخص‌های کیفیت خاک در غرب شهر تهران با استفاده از تحلیل‌های آماری چند متغیره. پژوهش های دانش زمین، ۶(۲۲): ۱۱۳-۱۰۰.

6. Andrews, S. S., C. B. Florab, J. P. Mitchellc and D. L. Karlen. 2003. Growers' perceptions and acceptance of soil quality indices. Geoderma 114: 187– 213.
7. Andrews, S. S. and C. R. Carroll. 2002. Designing a soil quality assessment for sustainable agroecosystem management. Ecol. Appl. 11: 1573–1585.
8. Betts, R. 2007. Implications of land ecosystem–atmosphere interactions for strategies for climate change adaptation and mitigation. Tellus 59: 602-615.
9. Brejda, J. J., D. L. Karlen, J. L. Smith and D. L. Allan. 2000a. Identification of Regional Soil Quality Factors and Indicators: II. Northern Mississippi Loess Hills and Palouse Prairie. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 2125-2135.
10. Brejda, J., T. B. Moorman, D. L. Karlen and T. H. Dao. 2000b. Identification of regional soil quality factors and indicators I. Central and Southern High Plains. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 2115-2124.
11. Brown, D. G., K. M. Johnson, T. R. Loveland and D. M. Theobald. 2005. Rural land use trends in the conterminous United States, 1950–2000. Ecol. Appl. 15: 1851-1863.
12. Byrne, L. B. 2007. Habitat structure: a fundamental concept and framework for urban soil ecology. Urban Ecosyst. 10: 255–274.
13. Crutzen, P. J. 2004. New directions: the growing urban heat and pollution "island" effect —impact on chemistry and climate. Atmos. Environ. 38: 3539-3540.
14. D'Angelo, E., J. Crutchfield and M. Vandiviere. 2001. Rapid, sensitive, microscale determination of phosphate in water and soil. J. Environ. Qual. 30: 2206-2209.
15. Denman, K. L., G. Brasseur, A. Chidthaisong, P. Ciais, P. M. Cox, R. E. Dickinson, D. Hauglustaine, C. Heinze, E.

Holland, D. Jacob, U. Lohmann, S. Ramachandran, D. P. L. Silva Dias, S. C. Wofsy and X. Zhang. 2007. Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. *In:* Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller. (Ed.), Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

16. Hald, P. M. 1947. The flame photometer for the measurement of sodium and potassium in biological materials. J. Biol. Chem. 167: 499-510.
17. Kroetsch, D. and C. Wang. 2008. Particle size distribution. PP. 713-725. *In:* Carter, M. R. and E.G. Gregorich. (Ed.), Soil Sampling and Methods of Analysis. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton. FL.
18. Lal, R. and K. Lorenz. 2009. Biogeochemical C and N cycles in urban soils. Environ. Int. 35: 1-8.
19. Lehmann, A. and K. Stahr. 2007. Nature and significance of anthropogenic urban soils. J. Soils Sediments 7: 247–296.
20. Levy, G. J., J. Levin and I. Shainberg. 1995. Polymer effects on runoff and soil erosion from sodic soils. Irrigation Sci.16: 9-14.
21. Morel, J. L., C. Chenu and K. Lorenz. 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). J. Soils Sediments 15(8): 1-8.
22. Mylavarapu, R. 2014. Walkley-Black Method. PP. 158-161. *In:* Sikora, F. and K. Moore (Ed.), Soil Test Methods From the Southeastern United States, Coop. Ser. Bul. No. 419.
23. Norusis, M. J. 2012. IBM SPSS statistics 19 statistical procedures companion: Prentice Hall.
24. Reeves, J., Z. Cheng, J. Kovach, M. D. Kleinhenz and P. S. Grewal. 2014. Quantifying soil health and tomato crop productivity in urban community and market gardens. Urban Ecosyst. 17: 221-238.
25. Rutherford, P. M., W. B. McGill, J. M. Arocena and C. T. Figueiredo. 2008. Total nitrogen. PP. 225-237. *In:* Carter, M. R. and E. G. Gregorich (Ed.), Soil Sampling and Methods of Analysis. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL.
26. Scheyer, J. M. and K. W. Hipple. 2005. Urban Soil Primer. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, Nebraska (http://soils.usda.gov/use).
27. Schindelbeck, R. R., H. M. Van Es, G. S. Abawi, D. W. Wolfe, T. L. Whitlow, B. K. Gugino, O. J. Idowu and B. N. Moebius-Clune. 2008. Comprehensive assessment of soil quality for landscape and urban management. Landsc. Urban Plan. 88: 73-80.
28. Sharma, K. L., U. K. Mandal, K. Srinivas, K. P. R. Vittal, B. Madal, J. K. Grace, and V. Ramesh. 2005. Long-term soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol. Soil Till. Res. 83: 246–259.
29. Shukla, M. K., R. Lal and M. Ebinger. 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. Soil Till. Res. 87: 194-204.
30. Tratalos, J., R. A. Fuller, P. H. Warren, R. G. Davies and K. J. Gaston. 2007. Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. Landsc. Urban Plan. 83: 308–317.
31. Zhang, J., L. Pu, B. Peng and Z. Gao. 2011. The impact of urban land expansion on soil quality in rapidly urbanizing regions in China: Kunshan as a case study. Environ. Geochem. Health 33: 125-135.
32. Zhao, H. L., Y. H. He, R. L. Zhou, Y. Z. Su, Y. Q. Li and S. Drake. 2009. Effects of desertification on soil organic C and N content in sandy farmland and grassland of Inner Mongolia. Catena 77: 187–191.

J. Water and Soil Sci (Sci. & Technol. Agric. & Natur. Resour.)
Vol. 21, No. 4, Winter 2018, Isf. Univ. Technol., Isf., Iran.

Soil Quality Assessment in Western Part of Tehran using Minimum Data set Method

K. Nosrati* and M. Majdi[1]

(Received: April 20-2015 ; Accepted: March 11-2017)

Abstract

The soil pollution especially in urban soils is projected to increase drastically and its effects on chemical cycles are yet to be known. Approaches to measure air and water quality are well established, but urban soil quality assessment has received little attention. Soil quality assessment can help as a way to better understand the pollution increase outcomes in urban environments and to establish approaches and integrated soil quality assessment protocols in urban planning and landscape management. Considering lack of information in urban soil quality of Iran, the objective of this study was to assess soil quality under urban land use effect using minimum data set in western part of Tehran. In view of this, 56 soil samples were collected in three land use types of agricultural, parks and urban landscapes, and vacant urban lots and 12 physicochemical properties were measured. The results of analysis of variance (one-way ANOVA) showed that under influence of the land use types, organic carbon, total nitrogen, lime, bulk density and sodium have significant differences. The factor analysis was used to select minimum data set and the results showed that two factors with eigenvalues more than one, explaining more than 68% of total variance, have the most loading factors on organic carbon and sodium. Finally, soil quality indicator (SQI) was determined and compared in different land use types. The results showed that SQI has significant difference in urban land use types and the least soil quality is related to vacant urban lots.

Keywords: Factor analysis, Minimum data set, Soil quality, Tehran city.

1. Dept. of Physical Geography., Faculty of Earth Sci., Shahid Beheshti Univ., Tehran, Iran.
*: Corresponding Author, Email: k_nosrati@sbu.ac.ir