فصل‌نامه برنامه‌ریزی کالبدی-فضایی
Journal of Physical - Spatial Planning
سال دوم - شماره چهارم - پاییز ۹۲
شماره استاندارد بین‌المللی ۴۱۱۸-۲۳۲۲

ارزیابی استراتژیک محیط زیست مبتنی بر روش شاخص تناسب کاربری اراضی (LSI)

مطالعه موردی: منطقه یک کلان شهر تهران

حسن دارابی[۱]
سجاد سورتیجی[۲]

دریافت: ۱۳۹۲/۳/۲
پذیرش: ۱۳۹۲/۸/۱۲

چکیده

ارزیابی استراتژیک، روشی برای بهبود در فرایند تصمیم‌گیری‌ها، سیاست‌گذاری و در نهایت برنامه‌ریزی است. روش ارزیابی تناسب کاربری اراضی از جمله روش‌هایی است که برای ارزیابی استراتژیک محیط به‌کار گرفته می‌شود. با توجه به منطق حاکم بر این روش قابلیت‌های مناسبی در ارزیابی استراتژیک ارائه می‌سازد. این روش، نشان می‌دهد که برنامه‌ریزی انجام شده تا چه میزان به‌سمت اهداف استراتژیک گام برداشته‌است. بر این مبنا، تحقیق حاضر در پی استفاده از شاخص تناسب کاربری اراضی در منطقه یک تهران است. این امر، با دو هدف انجام شده است: اول اینکه برنامه پیشنهادی نسبت به وضعیت موجود تا چه میزان بهبود یافته‌است. دوم اینکه آیا این روش پاسخگوی اهداف تعیین‌شده است. نتایج نشان می‌دهد این روش قابلیت ارائه پاسخ مناسب به اهداف را دارد. ضمن اینکه بررسی انجام شده نیز نشان از بهبود نسبی در برنامه پیشنهادی در منطقه یک کلان‌شهر تهران را دارد. این بهبود به کاهش ناسازگاری‌ها و افزایش سازگاری نسبی کاربری اراضی منجر می‌شود. این نتایج نشان می‌دهد اگر در بخش‌های مختلف دقت بیشتری به‌عمل آید امکان بهبود بیشتری در شاخص حاصل شده و در نتیجه شرایط برای پایداری بیشتر توسعه شهری فراهم خواهدشد.

واژگان کلیدی: ارزیابی استراتژیک، محیط زیست، شاخص تناسب کاربری اراضی، تهران.

پژوهشگاه علوم انسانی و مطالعات فرهنگی
پرتال جامع علوم انسانی

۱. استادیار گروه مهندسی طراحی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، نویسنده مسئول.
پست الکترونیک: darabih@ut.ac.ir
۲. کارشناس ارشد مهندسی طراحی محیط، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران

مقدمه

ارزیابی عمومی محیط زیست درسال ۱۹۷۰، در ایالات متحده و تحت عنوان قانون سیاست ملی محیط زیست معرفی شد (Battiata, Collins, Hirschman, & Hoffmann, ۲۰۱۰). در سال‌های بعد به تبعیت از ایالات متحده اقدام به بکارگیری ارزیابی‌های محیط زیستی نمودند. طی دهه ۱۹۷۰ و ۱۹۸۰، ارزیابی‌ها عمدتاً در سطح برنامه‌ریزی پروژه‌ها به‌کار گرفته شد (Arnaud-Fassetta & Fort, ۲۰۰۸). متعاقباً بین سطح پروژه و سطوح کلان‌تر تفکیک حاصل شده و در حالی‌که ارزیابی اثرات محیط زیست در حد پروژه باقی ماند، سطح بالاتری از ارزیابی که از آن تحت عنوان ارزیابی استراتژیک محیط‌زیست نام برده‌می‌شود شکل گرفت. هدف از ارزیابی استراتژیک، بکارگیری قابلیت‌های این روش در تصمیم‌گیری‌ها و سیاست‌گذاری و برنامه‌ریزی است (Vis, Klijn, Stalenberg & Kikumori, ۲۰۰۸; De Bruijn, & Van Buuren, ۲۰۰۳). ارزیابی استراتژیک به‌دنبال دست‌یابی به توسعه پایدار است (DeBruijn & and Klijn, ۲۰۰۱). این اصطلاح که اولین بار در دهه ۱۹۸۰، توسط وود و جدور[۱] مطرح گردید، به دنبال ارائه گزینه‌هایی برای تصمیم‌گیری بهتر در مراحل اولیه تصمیم‌گیری بود. به‌عبارت دیگر، این روش نگرش تدافعی را تسهیل می‌کند که تا به نحوی مطلوب موضوع پایداری و ملاحظات محیطی مورد توجه قرار گیرد (Stalenberg & Kikumori, ۲۰۰۸). بدیهی است که روش‌ها و متدهای متفاوتی برای این شیوه ارزیابی وجود دارد که می‌تواند شامل ارزیابی و ارزش‌گذاری اقتصادی و ارزیابی ریسک شود. هر یک از این روش‌ها بسته به نوع رویکرد حاکم بر ارزیابی است (Graaf & Hooimeijer, ۲۰۰۸). این موضوع، ناشی از تأکید بر اهداف ارزیابی است. لذا بیش از اینکه تمرکز بر روش‌شناسی باشد تأکیدی بر چیستی ارزیابی و رویکرد ارزیابی است (Fundingsland Tetlow & Hanusch, ۲۰۱۲). بر این مبنا، ارزیابی استراتژیک محیط زیست عبارت است از: فرایند ساختاریافته و تدافعی برای تقویت نقش مسائل محیطی در تصمیم‌گیری‌های استراتژیک (Verheem & Tonk, ۲۰۰۰).

روش ارزیابی تناسب کاربری اراضی از جمله روش‌هایی است که برای ارزیابی استراتژیک محیط بکار گرفته می‌شود. با توجه به منطق حاکم بر این روش، قابلیت‌های مناسبی در ارزیابی استراتژیک ارائه داده می‌شود. این روش نشان می‌دهد که برنامه‌ریزی انجام شده تا چه میزان به سمت اهداف استراتژیک گام برداشته است. لذا این روش، گامی استراتژیک در راستای بهبود وضعیت برنامه‌ریزی محسوب می‌گردد.

شاخص تناسب کاربری عبارت است از ابزاری برای سنجش وضعیت کاربری که در پی ارزیابی استراتژیک محیط زیست است. این شاخص در مقیاس‌های مختلف، از ناحیه‌ای تا محلی، قابل استفاده است. شاخص تناسب کاربری ترکیبی از سه زیرشاخص است: ۱) آسیب‌پذیری بیوسفر و لیتوسفر و همچنین هیدروسفر را با توجه به اثرات توسعه مد نظر قرار می‌دهد، ۲) زیرشاخص میراث طبیعی که اقدام به ارزش‌دهی منطقه هدف می‌نماید و ۳) شاخص پیوند اکولوژیکی که عرصه سرزمین و یک قلمرو زمینی را مورد توجه قرار می‌دهد (Marull, Pino, Mallarach, & Cordobilla, ۲۰۰۷). از نظر اشتاینر و همکاران[۲] (۲۰۰۰)، تناسب کاربری اراضی عبارت است از تعیین میزان سازگاری وضعیت زمین با کاربری ارائه شده و یا تعریف‌شده که اعتقاد دارند هدف از تحلیل تناسب کاربری روشن ساختن موانع و فرصت‌ها برای حفاظت و توسعه اراضی در آینده است (Steiner, McSherry, & Cohen, ۲۰۰۰). به‌عبارت دیگر این شاخص، روش ارزیابی مکان-محور است که مبتنی بر ارزیابی چند پارامتری است که اقدام به سنجش ظرفیت زمین برای توسعه می‌نماید. بسته به اینکه نحوه وزن‌دهی به فاکتورها چگونه باشد، میزان مداخله نظرات کارشناسان بستگی به شیوه‌ها و روش‌های ارزیابی برمی‌گردد. بکارگیری روش‌هایی مانند تحلیل سلسله‌مراتبی یا ترکیب آن با روش‌های فازی، نوع و ماهیت نظرات متخصصین در این فرایند را تعیین می‌کند (Park, Jeon, Kim, & Choi, ۲۰۱۱). تناسب کاربری ریشه‌ای دیرین در مباحث محیط زیست دارد. در نظام‌های کشاورزی سنتی این روش با متدولوژی خاص خود صورت می‌گرفت که مبتنی بر دانش بومی و تجربه تاریخی افراد از مکان بود (گروسی و صفی نژاد, ۱۳۷۹). در دانش امروزی

۱. Wood and Djeddour

۲. Steiner, McSherry & Cohen

ریشه تناسب کاربری به تفکرات مک هارگ[۱] باز می‌گردد (Berry & BenDor, ۲۰۱۵) که در کتاب طراحی با طبیعت، در تلاش برای بکارگیری نوعی تفکر آمایش سرزمین از روی هم‌اندازی لایه‌های مختلف اراضی با قابلیت‌های مناسب را به‌صورت دستی باز می‌یافت (McHarg & Mumford, ۱۹۶۹). مک هارگ در تلاش بود تا با بکارگیری مدل‌های اکولوژیکی مبتنی بر ظرفیت بُرد فضا اقدام به تعیین کاربری اراضی نماید. با ورود رایانه و همچنین بکارگیری سیستم اطلاعات جغرافیایی فرصت‌های جدیدی برای بکارگیری تکنیک‌های پیچیده و پیشرفته فراهم شد. نیاز به بکارگیری روش‌های مناسب برای ارزیابی استراتژیک در راستای سیاستگذاری و برنامه‌ریزی همراه با تفکیک ارزیابی اثرات محیط زیست از ارزیابی استراتژیک، گستره‌ای از روش‌شناسی را در این زمینه ایجاد کرد. در ابتدا، نظام روش‌شناسی مبتنی بر ارائه اطلاعات گرافیکی به‌صورت سطحی بود. اما این شرایط امکان بازتولید تمام آنچه که مورد نیاز گزینه‌های مختلف برای کاربری است را نداشت (Ashraf Vaghefi, Mousavi, Abbaspour, Srinivasan, & Yang, ۲۰۱۴). نظام حاکم بر زمین ترکیبی از مجموعه عناصر و سیستم فیزیکی، بیولوژیکی و فرهنگی است که به‌سادگی قابلیت تبدیل به داده‌های قابل محاسبه و نمایش گرافیکی سطحی را ندارند (O'neill, Riitters, Wickham, & Jones, ۱۹۹۹). فورمن و گوردن با طرح اکولوژی سیمای سرزمین و ارتباط بین الگوها و فرایندها (Richard T. T. Forman & Godron, ۱۹۸۱) بستر جدیدی ارائه دادند که روش‌شناسی شاخص تناسب کاربری اراضی را غنی‌تر ساخت. متریک‌های اکولوژی سیمای سرزمین باعث شده تا بکارگیری این مفاهیم پایه در مبانی روش‌شناسی تناسب کاربری اراضی جایگاه بهتری بیابند.

بر مبنای این مفاهیم، شاخص تناسب کاربری اراضی در مباحث مختلف کاربرد یافت (Chen, Yang, Chen, ; Liu, Zhang, Zhang, & Potter, & Li, ۲۰۱۴ Borthwick, ۲۰۱۴; Marull et al., ۲۰۰۷; Nadeem, Haydar, Sarwar, & Ali, ۲۰۱۳; Pino & Marull, ۲۰۱۲; Rojas, Pino, & Jaque, ۲۰۱۳)و از طرفی این شاخص به‌عنوان تکنیکی برجسته برای ارزیابی طرح‌های پیشنهادی در محدوده‌های شهری به‌شمار آمده و به‌صورت گسترده‌ای مورد استفاده قرار گرفته‌است. به‌دلیل کارایی و قابلیت ارزیابی استراتژیک از برنامه‌های اراه شده، این تکنیک می‌تواند در مقایسه وضعیت موجود و طرح‌های پیشنهادی به‌طور چشمگیری مورد استفاده قرار گیرد.

پل (۲۰۰۳)، در ابتدا شاخص تناسب کاربری تحت عنوان شاخص یکپارچگی محیطی یا IEI[۲]، ارائه داد. رویکرد IEI، روشی است مبتنی بر چهار مرحله که عبارت بود از: ۱) انتخاب محتوای مجزا برای شاخص‌ها، ۲) محاسبه ارزش شاخص‌های فرعی برای هریک از محتواها، ۳) تجمیع ارزش شاخص‌ها به‌صورت یکپارچه در شکل یک شاخص و ۴) تفسیر شاخص. این روش در مطالعات مختلف بکارگرفته‌شد (Niemi Marull et al., ۲۰۰۷ ; &McDonald, ۲۰۰۴; Pinto et al., ۲۰۰۹). اما این روش، در ارزیابی طرح‌های شهری مورد توجه قرار گرفت. از جمله اولین مطالعات در این رابطه می‌توان به بررسی انجام‌شده در شهر کلکته هند اشاره کرد که با استفاده از عکس‌های ماهواره‌ای صورت گرفته‌است (Pathan, Jothimani, Choudhary, Som, & Mukhrejee, ۱۹۹۲).

جی و همکاران (۲۰۱۰)، به ارزیابی اثرات محیطی برنامه‌ریزی کاربری اراضی در شهر ووهان پرداخته‌اند. آنها نتیجه‌گیری می‌کنند که کاربری ارائه شده برای سال ۲۰۲۰، با توجه به ارزیابی انجام‌شده منطقی است (Jie, Jing, Wang, & Shu-xia, ۲۰۱۰). لیو و همکاران (۲۰۱۴)، اقدام به بررسی تناسب کاربری اراضی در پکن نموده‌اند. در این مطالعه، تناسب اکولوژیکی بین برنامه‌ها، طرح‌ها و تناسب کاربری مشخص شده است که مبتنی بر منطقه‌بندی محدوده مورد مطالعه است (Liu et al., ۲۰۱۴). روخاص[۳] و همکاران (۲۰۱۳) از روش تناسب اراضی به‌عنوان روشی برای ارزیابی استراتژیک محیطی نام می‌برند که آن را در کلانشهر کانسپسیون آزمون کرده و نتیجه‌گیری می‌کنند که این روش می‌تواند به عنوان ابزاری ارزشمند برای برنامه‌ریزی زمین در آمریکای لاتین بکار گرفته‌شود (Rojas et al., ۲۰۱۳).

LSI[۴] با درنظر گرفتن این موضوع که برنامه‌های استراتژیک جدید براساس اصول پایداری، نیازمند یک

۱. McHarg

۲. Index of Environmental Integrity

۳ . Rojas

۴. شاخص تناسب کاربری اراضی

تعادل بین نیازهای جمعیت و حفاظت از طبیعت است، بر روی ابعاد زیست محیطی تأکید دارد. این رویکرد فرض می‌کند که مناطق شهری جدید باید در مناطقی واقع شوند که مستعدترین و مناسب‌ترین منطقه برای رشد شهری باشد تا توسعه‌های شهری، تأثیرات حداقلی را بر روی پوشش طبیعی داشته‌باشند و منظر را با یک رویکرد جامع، بدون ایزوله‌کردن فضاهای حفاظت شده، حفظ نماید و از جانمایی سکونتگاه‌ها در مناطق آسیب‌پذیر طبیعی، پرهیز نماید(Marull, Pino, Mallarach, & Cordobilla, ۲۰۰۷).

با عنایت به قابلیت LSI به‌عنوان ابزار ارزیابی استراتژیک محیط از یک‌سو و تأکید طرح راهبردی شهری تهران بر بهبود وضعیت محیط تهران با تأکید بر مؤلفه‌های محیط زیستی از سوی دیگر، بستری را فراهم ساخت تا این تحقیق بتواند به دو سؤال اساسی پاسخ دهد: اول اینکه آیا امکان بکارگیری شاخص تناسب کاربری در شهری مانند تهران وجود دارد و دوم اینکه وضعیت منطقه یک براساس طرح راهبردی پیشنهادی منطقه به چه میزان تغییرخواهدکرد.

داده‌ها و روش کار

تهران، بزرگ‌ترین شهر، پایتخت ایران، مرکز استان تهران و شهرستان تهران است. جمعیت آن، ۸،۲۴۴،۵۳۵ نفر است و بیست‌وپنجمین شهر پرجمعیت جهان به‌شمار می‌آید. مساحت این شهر، ۷۳۰کیلومترمربع است. منطقه یک شهرداری تهران، در شمال تهران واقع شده و جمعیت آن حدود ۳۷۹۹۶۲ نفر است. این در حالی است که انبوه ساختمان‌های آماده و نیمه‌وقت در آینده‌ای نزدیک جمعیت منطقه را به مرز ۵۰۰ هزارنفر خواهدرساند. مختصات جغرافیایی این منطقه از طرف شمال محدود به ارتفاعات ۱۸۰۰ متری دامنه جنوبی کوه‌های البرز، از جنوب به بزرگراه شهید چمران حد فاصل دو راهی هتل آزادی و بزرگراه مدرس و پل آیت‌الله صدر و از غرب به اراضی رودخانه درکه و از شرق نیز به انتهای بزرگراه ارتش و کارخانه سیمان و منبع نفت شمال شرق تهران محدود می‌شود. این منطقه، به لحاظ طراحی شهری بافتی روستایی دارد و می‌توان آن را باغ شهر نامید. شمیرانات که در دامنه کوهپایه‌های البرز جنوبی واقع است به‌دلیل نیمه‌کوهستانی‌بودن و ساختاری ویژه که آمیزه‌ای از شهرسازی مدرن و سنتی است، اگرچه عرصه مشکلات بیشتری در فعالیت‌های عمرانی است اما به‌عنوان ساختگاهی قدیمی، با اهمیت و ویژگی‌های آب و هوایی، زمینه و اقتضای کارهای عمرانی بیشتری را داشته و دارد.

ناگفته پیداست که منطقه یک، به دلیل جذابیت‌های گوناگون، در سال‌های اخیر آماج ساخت‌وسازهای فراوان بوده و هجوم سرمایه‌گذاران عمده بخش ساختمان به این منطقه، مشکلات فراوانی را برای ساکنان قدیمی شمیران به‌بارآورده‌است.

شکل۱. موقعیت منطقه یک شهرداری تهران

بررسی روند رشد و توسعه کالبدی شهر تهران، بخصوص منطقه یک شهرداری تهران، در دوره‌های مختلف بیانگر این مسأله است که علی‌رغم بالابودن نرخ رشد جمعیت، مساحت و وسعت آن، رشد سریع‌تری نسبت به جمعیت آن داشته، و عدم تعادل بین رشد مساحت و جمعیت منجر به خزش افقی شده‌است.

روش LSI، مبتنی بر شاخص تناسب کاربری است که برای ارزیابی کارایی زمین در فرایند توسعه شهری در محدوده شهر بارسلونا به‌کارگرفته‌شد (Marull et al., ۲۰۰۷). این روش، که مبتنی بر نگرش الگوی سیمای سرزمین است، در تعادل نیازها و حفاظت از محیط، موضوع اساسی به‌شمار می‌رود فورمن تأکید خاصی بر روی این

مورد دارد (R.T.T. Forman, ۱۹۹۵). براساس فرضیه این رویکرد نواحی جدید شهری باید در محدوده‌ای قرار گیرند که برای توسعه شهری مناسب بوده و با آن تناسب داشته‌باشند، به نحوی که پیامدهای آن را بر محیط طبیعی محدود، و منظر اکولوژیک را حفظ نماید، بدون اینکه منجر به انزوای مناطق با ارزش طبیعی شود. در عین حال باید سکونتگاه از سوانح در امان باشند (Marull et al., ۲۰۰۷; Rojas et al., ۲۰۱۳). بر این مبنا، شاخص LSI، از سه محور ارزیابی تناسب برای توسعه شهری که تشکیل شده است عبارت است از: ۱) اثر بر محیط فیزیکی که در ارتباط با ریسک طبیعی است، ۲) نگهداشت کارکردهای محیطی با تمرکز بر پیوندهای اکولوژیکی و ۳) محیط بیولوژیک مبتنی بر میراث طبیعی. در این تحقیق، از شاخص بهینه‌شده LSI، براساس بستر اجتماعی و داده‌های موجود پیشنهادشده توسط روخاس (۲۰۱۳) استفاده شده است که سه سنجه را ترکیب کرده و ابعاد محیط را مورد ارزیابی قرار می‌دهد. این سنجه‌ها عبارت‌اند از: شاخص طبیعی‌بودن (NI)، شاخص پیوند اکولوژیک (ECI) و ریسک طبیعی (NRI). شاخص طبیعی‌بودن NI، جایگزین شاخص اصلی ارزش میراث طبیعی شده است که به نوعی مبین درجه اختلال انسانی در زیستگاه‌های طبیعی است.

شاخص NI از ماهیت کاربری‌ها و ساختار منظر به دست آمده است که مبتنی بر نقشه‌های رقومی شهر تهران است. طبقه‌بندی پوشش زمین عبارت بود از ۱) شهر، ۲) جنگل‌های طبیعی، ۳) استپ و بوته زار، ۴) پیکره‌های آبی، ۵) خاک عریان، ۶) جنگل دست کاشت، ۷) سواحل و تپه‌های شنی، ۸) چمنزار، ۹) مناطق بهسازی شده، ۱۰) اراضی کشاورزی، ۱۱) تالاب‌ها ۱۲) زیرساخت‌ها و ۱۳) سایر. سیزده بخش از پوشش زمین بین صفر تا ۵ امتیازدهی شده است که صفر به‌معنای خیلی کم و پنج به‌معنای درجه بالایی از اختلال حاصل مداخله انسانی است (جدول۱). روخاس و همکاران (۲۰۱۳)، رودریگز (۲۰۰۰) و ساستر و همکاران (۲۰۰۲)، اقدام به طبقه‌بندی پوشش گیاهی و درجه طبیعی‌بودن کردند. براساس این مطالعات، جنگل‌های بومی، مناطق بهسازی‌شده و بوته‌زار به‌عنوان فضاهای طبیعی طبقه‌بندی شده‌اند. در نهایت شاخص NI، براساس رابطه زیر محاسبه شده‌است:

$$I = \sum_{i=1}^{n} \frac{ni \times si}{S}$$

که در این رابطه، ni، طبقات مختلف ترتیبی و si، مساحت هر یک از این طبقات و s مساحت کل منطقه است.

جدول۱. **ماتریس ارتباط بین طبقه پوشش و شاخص ارزش طبیعی‌بودن**

ارزش	طبیعی بودن	کاربری
۰	خنثی	زیرساخت‌های شهری
۱	خیلی کم	خاک عریان
۲	کم	اراضی زراعی و مزارع چوب
۳	متوسط	مراتع، پیکره‌های آبی و سواحل
۴	بالا	بوته‌زار و تالاب
۵	خیلی بالا	جنگل‌های بومی و اراضی به‌سازی شده

شاخص پیوند اکولوژیک یا ECI، در پی سنجش حرکت ارکانیسم‌های بین زیستگاه‌هایی است که توسط پدیده‌های منظر به‌طورکلی و یا توسط نواحی شهری، به‌طورخاص، زیرساخت‌ها را دچار اختلال کرده است. متریک‌های متفاوتی برای سنجش پیوندهای اکولوژیک وجود دارد (Cañas, Ayuga, & Ayuga, ۲۰۰۹ ; Soini, Vaarala, & Pouta, ۲۰۱۲; Ueda et al., ۲۰۱۲; اسماعیل, یوسف, محمدرضا, & محمدتقی, ۱۳۹۲). ماروئل[۱] و دیگران (۲۰۰۷)، از شاخص ECI در فرایند ارزیابی برنامه‌ریزی زمین استفاده کرده‌اند. این شاخص، فاصله میان کارکرد نواحی اکولوژیکی را محاسبه می‌کند. روخاس و همکاران اقدام به ارائه ماتریس موانع کرده‌اند که مقادیر آن براساس مطالعات قبلی محاسبه شده‌است (Rojas et al., ۲۰۱۳). از این مطالعات در شهرهای مادرید، بلژیک و شیلی استفاده شده‌است (جدول۲).

۱. Marull

جدول۲. ماتریس موانع استفاده‌شده برای محاسبه هزینه فاصله در شاخص پیوند اکولوژیک (ECI)

طبقه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳
شهری	۱	۱۰۰	۷۵	–	–	–	–	۵۰	۱۰۰	–	–	–	–
جنگل بومی		۱	۵۰	۷۵	۷۵	۵۰	۷۵	۷۵	۲۵	۷۵	۷۵	۱۰۰	۷۵
بوته‌زار			۱	۷۵	۵۰	۷۵	۷۵	۲۵	۵۰	۷۵	۷۵	۷۵	۷۵
پیکره آبی					–	–	–	۷۵	۷۵	–	–	–	–
خاک عریان					۱	–	–	۵۰	۷۵	–	–	–	–
مزارع چوب						۱	–	۷۵	۵۰	–	–	–	–
سواحل و تپه شنی							۱	۷۵	۷۵	–	–	–	–
چمنزار								۱	۷۵	۵۰	۵۰	۵۰	۵۰
اراضی بهسازی شده									۱	۱۰۰	۱۰۰	۷۵	۷۵
کشاورزی										۱	–	–	–
تالاب												–	–
زیرساخت‌ها												–	–
سایر													۱

منبع: (Rojas et al., ۲۰۱۳)

بر این اساس، شاخص ECI، برای هر پیکسل از محدوده مورد مطالعه به‌عنوان مجموع چهار هزینه محاسبه شده‌است (CDi).

$$ECI = \sum_{i=۱}^{n} CD_i$$

نقشه برای کل هزینه‌ها ایجاد شده، سپس هر ECI، مجدد در شش کلاس ترتیبی براساس نقطه شکست طبیعی طبقه‌بندی شده و به موارد با کمترین هزینه جابجایی، مقدار ۵، تخصیص داده شده است که معرف بالاترین پیوند است و در مواردی که عدد معادل صفر است مفهوم آن بالاترین هزینه جابه‌جایی است.

شاخص خطر طبیعی یا (NRI)، سومین بخش از شاخص آسیب‌پذیری است که شامل تاب‌آوری اکوسیستم در مقابل پیامدهای بالقوه شهری و زیرساخت‌های مبتنی بر مجموعه‌ای از متغیرهای مرتبط با بیوسفر، لیتوسفر و هیدروسفر است. اما در این پژوهش، دو ریسک هیدروزمین‌شناسی مدّ نظر قرار دارد که می‌تواند منشأ خطر برای محیط شهری باشد. ابتدا نقشه‌های ریسک مربوط به هر بخش (سیل و زلزله) مورد استفاده قرار گرفته‌است. این نقشه در شش گروه ترتیبی طبقه‌بندی شده که عدد صفر معادل فاقد ریسک و عدد ۵ برای بالاترین میزان ریسک مورد محاسبه قرار گرفته‌است (جدول۳). در نهایت، NRI، مبتنی بر رابطه زیر محاسبه شد:

$$NRI = \sum \frac{UR_i \times ۱۰۰}{US}$$

که در آن URi، مبین سطوح شهری برای هر نوع از ریسک و US، نشان‌دهنده سطح کل شهری است.

جدول ۳. طبقه‌بندی خطر ریسک

ارزش	سطح ریسک	نوع ریسک
۰	بی خطر	بدون خطر
۱	خیلی کم	باد محدود
۲	کم	خطر زمین لغزش محدود
۳	متوسط	خطر متوسط سیل و لغزش
۴	بالا	خطر بالای سیل و لغزش
۵	خیلی بالا	زمین لغزش فعال و سونامی

منبع: (Rojas et al., ۲۰۱۳)

شاخص تناسب کاربری (LSI): شاخص‌های ECI, NI و NRI با یکدیگر ترکیب شده و شاخص LSI را تشکیل می‌دهند. به این منظور ابتدا شاخص‌های NI و ECI تبدیل به مقیاس ترتیبی صفر تا پنج شده و سپس حداکثر مقادیر برای هر سه شاخص در هر پیکسل از محدوده مورد مطالعه براساس رابطه زیر محاسبه شده‌است:

$$CI= \max(EC,NI,NRI)$$

در نهایت، شاخص LSI، با محاسبه معکوس CI، محاسبه شده است:

$$LSI= ۶-CI$$

بر این مبنا، مقدار کمتر از ترکیب نشان‌دهنده اثر کمتر شهری‌شدن است. به‌عنوان مثال، مناطقی که پیوند اکولوژیک ضعیف‌تری دارند، کمتر طبیعی بوده و با ریسک محیطی کمی نیز مواجه هستند که برای توسعه شهری مناسب‌تر است (جدول۴).

جدول۴. تعامل میان ارزش حاصل ترکیب شاخص‌ها و طبقه‌بندی تناسب در LSI

شاخص ترکیبی		تناسب	
ارزش	پیامد	ارزش	تناسب
۵	بسیار زیاد	نامناسب	۱
۴	زیاد	بسیار کم	۲
۳	متوسط	کم	۳
۲	کم	متوسط	۴
۱	بسیار کم	مناسب	۵
۰	بدون پیامد	بسیار مناسب	۶

منبع: (Rojas et al., ۲۰۱۳)

هدف اساسی و دوم این کار عبارت بود از اثرات توسعه شهری بر محیط مبتنی بر تغییرات شاخص‌ها که نتیجه کاربست طرح پیشنهادی است. این موضوع، بخشی از کارکرد ارزیابی استراتژیک محیط را تشکیل می‌دهد. برای محاسبه این وضعیت، دو سناریو در نظر گرفته شده‌است. سناریوی اول مبتنی بر وضع موجود ($S_۰$) است و سناریوی دوم مبتنی بر کاربست طرح راهبردی مصوب منطقه ($S_۱$). فرض شده است که طرح پیشنهادی به‌صورت کامل اجرا شده و در نتیجه وضعیت موجود و آتی مورد مقایسه قرار گرفته‌است. براساس این فرض، میانگین شاخص‌های NI, ECI و NRI، در مورد هر دو سناریو محاسبه شده است. در نهایت، میزان تغییر به درصد برای هر شاخص بر مبنای رابطه زیر محاسبه شده است:

$$\Delta I = \frac{(I_۱ - I_۰) \times ۱۰۰}{I_۰}$$

که در آن $I_۰$ و $I_۱$ عبارت است از مقادیر هر شاخص در $S_۰$ و $S_۱$.

شرح و تفسیر نتایج

محدوده شمال شهر تهران، از حدود دهه ۴۰ تاکنون، یکی از بخش‌های مهم شهر تهران به‌حساب می‌آمده است. وجود باغات، دره‌ها و نزدیکی به کوهپایه باعث شده که این منطقه از دیرباز به‌عنوان ییلاقات تهران مطرح باشد. شمیران تا دهه‌های ۲۰ و ۳۰، به‌صورت قصبه‌ای از شهر تهران بوده‌است. با گسترش شهر تهران و تثبیت نظام شهرنشینی در دهه‌های ۳۰ و ۴۰، این منطقه به‌دلیل داشتن ارزش‌های زیست‌محیطی فراوان مورد توجه اقشار پردرآمد و افراد حکومتی و سفارتخانه‌های خارجی قرار گرفت. منطقه یک شهرداری تهران، با در نظر گرفتن مرز شمالی مصوب شورای شهر، مساحتی معادل ۴۵۷۳,۳۲ هکتار دارد. اما در واقعیت امر، ساخت‌وسازهای صورت‌گرفته در این منطقه منطبق با محدوده ۲۵ساله شهر تهران است که بر این اساس، این منطقه مساحتی حدود ۴۸۱۶ هکتار را دارد. در حال حاضر، مرز قانونی و ابلاغ‌شده منطقه از شمال به مرز شمالی مصوب شورای شهر، از جنوب به بزرگراه‌های مدرس، صدر و چمران و بابایی، از

شرق به جاده لشگرک و پارک جنگلی قوچک و از غرب به رودخانه درکه محدود شده است.

به‌منظور ارزیابی تناسب کاربری اراضی براساس رویکرد تعریف شاخص‌های چهارگانه برای محدوده در دو افق وضعیت موجود و طرح پیشنهادی (طرح جامع شهر تهران) برای افق این طرح مورد محاسبه قرار گرفته‌است. بر این اساس هریک از شاخص‌ها به تفکیک ارائه شده است.

شاخص طبیعی‌بودن (NI): شاخص طبیعی‌بودن یا همان NI، به‌عنوان نماینده‌ای برای درجه آشفتگی و مزاحمت بشر درنظر گرفته‌می‌شود.

براین اساس، کاربری‌های مختلف منطقه براساس ارزش طبیعی آنها در پنج دسته مختلف از ارزش چهار تا ارزش صفر دسته‌بندی شده‌است. طبیعتاً کاربری با ارزش چهار، ارزش طبیعی بالاتری نسبت به بقیه کاربری‌ها دارد که شامل مساحت مجاری آبی در منطقه است و کاربری با ارزش صفر، مساحت کاربری‌های مختلف شهری منطقه را شامل می‌شود که ارزش طبیعی آن صفر است. باتوجه به شاخص‌های محاسبه‌شده، ضریب NI، در دو افق زمانی برای منطقه یک شهرداری تهران به‌شرح جدول۵ به‌دست‌آمده‌است.

جدول ۵. شاخص NI منطقه یک

کاربری زمین	ارزش طبیعی	ارزش	وضع موجود	پیشنهادی
کاربری‌های شهری	صفر	۰	۰	۰
اراضی بایر	بسیار اندک	۱	۰,۱	۰,۰۹
اراضی ورزشی و معابر سبز	اندک	۲	۰,۰۳	۰,۰۳
فضای سبز و باغات خصوصی	متوسط	۳	۰,۱۴	۰,۲۹
مجاری آبی	زیاد	۴	۰,۰۹	۰,۰۹

شاخص پیوند اکولوژیکی (ECI): این شاخص اشاره به اندازه‌گیری وسعتی دارد که حرکت ارگانیسم‌ها بین سکونتگاه‌ها و به‌طورکل در مناطق شهری اتفاق می‌افتد. در فضای شهری، ارتباط اکولوژیک از طریق لکه‌ها و کرویدورهای سبز رخ می‌دهد (Richard T.T. Forman ; R.T.T. Forman & Wilson, & Godron, ۱۹۸۱ ; ۱۹۹۵). بنابراین، فضای سبز شاخص کلیدی در پیوستگی اکولوژیک محسوب می‌شود. در این پژوهش، در ابتدا براساس اطلاعات به‌دست آمده از طریق تصاویر ماهواره‌ای نقشه کیفیت پوشش گیاهی وضع موجود برای منطقه یک شهرداری تهران به‌دست‌آمده‌است.

سپس کل منطقه براساس کیفیت پوشش گیاهی به پنج دسته، از فاقد پوشش گیاهی مناسب، تا کیفیت خیلی خوب دسته‌بندی شده‌است. بعد از دسته‌بندی منطقه، همانند شاخص قبلی، دسته‌ها، ارزش‌گذاری شده‌اند.

طبیعتاً مناطقی که پوشش گیاهی خیلی خوبی دارند، بالاترین ارزش (یعنی ارزش طبیعی چهار) را نیز دارند و ارزش مناطقی که فاقد پوشش گیاهی خوب هستند، ارزش صفر دارند. این شاخص برای سال‌های آتی براساس نقشه‌های طرح ارائه شده برای منطقه، مورد محاسبه قرار گرفته‌است. بر این مبنا شاخص ECI، برای منطقه یک در جدول ۶ ارائه شده‌است.

جدول۶. جدول کیفیت پوشش گیاهی (ECI) وضع موجود و پیشنهادی منطقه یک

کیفیت پوشش گیاهی	ارزش	وضع موجود	پیشنهادی
فاقد پوشش گیاهی	۰	۰	۰
ضعیف	۱	۰,۴	۰,۰۵
متوسط	۲	۰,۰۴	۰,۰۶
خوب	۳	۰,۰۵	۰,۱۲
خیلی خوب	۴	۰,۰۲	۰,۰۸

شاخص خطر طبیعی (NRI): شاخص خطر طبیعی و یا همان NRI، مقاومت و انعطاف‌پذیری اکوسیستم را نسبت به تأثیرات بالقوه طرح‌های شهری براساس مجموعه‌ای از متغیرهای مربوط به زیست‌کره، سنگ‌کره، و هیدروسفر خلاصه می‌کند. برای محاسبه شاخص خطر طبیعی به‌دلیل عدم وجود اطلاعات کافی در مورد شاخص‌های مختلف خطرطبیعی، از داده‌های به‌دست آمده در مورد ریزپهنه‌های لرزه‌ای تهران که مرکز مطالعات زلزله و زیست‌محیطی تهران بزرگ و آژانس همکاری‌های بین‌المللی ژاپن (جایکا) در مورد شدت زلزله بر اساس مقیاس اصلاحی مرکالی منتشر کرده‌است استفاده شده‌است. برای سایر مخاطرات طبیعی به‌دلیل اینکه یا تأثیری روی منطقه مورد مطالعه ندارند و یا، دربعضی موارد داده‌های مفیدی وجود ندارد، صفر در نظر گرفته شده است. شاخص خطر طبیعی (NRI) پیشنهادی، معادل وضع موجود در نظر گرفته شده‌است چرا که وضعیت خطر طبیعی در تهران ناشی از زلزله تغییری نکرده‌است. برای محاسبه شاخص خطر طبیعی بر این اساس، با روی هم‌گذاری دو نقشه پراکندگی شدت زلزله براساس مدل گُسل شمال تهران و نقشه پراکندگی شدت زلزله براساس مدل گُسل ری، یک نقشه خروجی استخراج شده که در آن مساحت هر یک از دسته‌های تعیین‌شده برای منطقه مورد مطالعه محاسبه شده‌است (جدول۷).

بعد از محاسبه سه شاخص NI، ECI و NRI، جدول محاسبات CI، برای داده‌های شاخص‌های منطقه یک شهرداری تهران به‌شرح جدول۸، محاسبه شده‌است.

جدول ۷. جدول شاخص خطر طبیعی (NRI) وضع موجود و پیشنهادی منطقه یک

شدت زلزله	ارزش طبیعی	ضریب	موجود	پیشنهادی
IX	صفر	۰	۰	۰
VIII	خیلی اندک	۱	۰,۲۷	۰,۲۷
VII	اندک	۲	۰,۲۶	۰,۲۶
VI	متوسط	۳	۰	۰
<VI	زیاد	۴	۰	۰

جدول ۸. جدول محاسبه شاخص CI

شاخص	وضع موجود	پیشنهادی
CI= max(EC,NI,NRI)	۰	۰
	۰,۷۶	۰,۳۷
	۰,۳۳	۰,۳۵
	۰,۱۹	۰,۴۱
	۰,۱۱	۰,۱۷

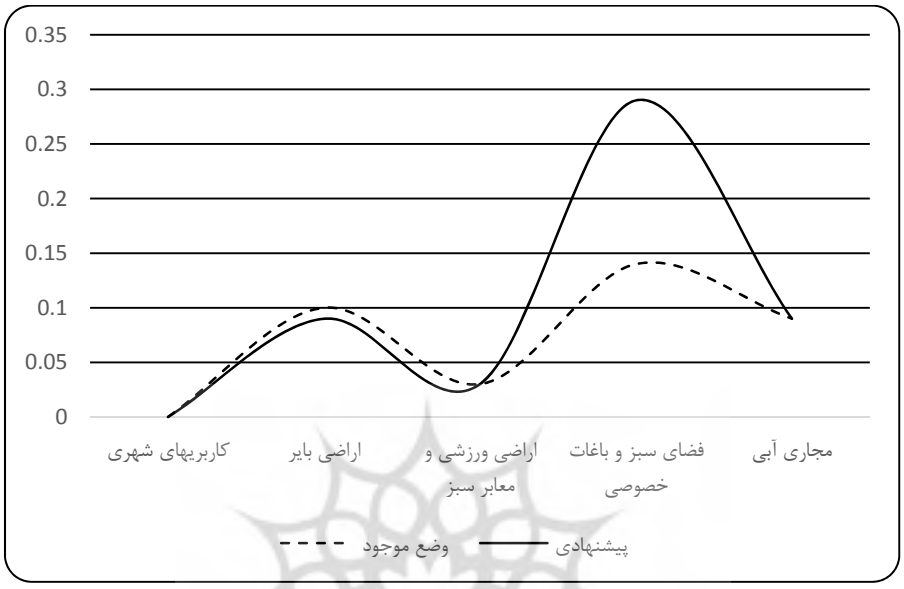
شاخص تناسب زمین (LSI): شاخص تناسب زمین به‌منظور ارزیابی استعداد زمین برای حمایت از توسعه شهری و زیرساخت‌های آن استفاده می‌شود. پس از محاسبه هر یک از شاخص‌های NI, ECI و NRI، CI، گام بعدی محاسبه LSI است که به شرح جدول۹، محاسبه شده‌است و در نهایت، با توجه به اینکه شاخص‌ها به پنج دسته ترتیبی (۰ تا ۴) دسته‌بندی شده است، LSI برای منطقه۱۵، به‌شرح جدول ۹ خواهدبود.

جدول ۹. وضعیت LSI وضع موجود و پیشنهادی منطقه یک

وضعیت	وضع موجود	پیشنهادی
سازگار	۵	۵
سازگاری میانه	۴,۲۴	۴,۶۲
سازگاری کم	۴,۶۷	۴,۶۵
سازگاری خیلی کم	۴,۸۱	۴,۵۹
ناسازگار	۴,۸۹	۴,۸۳

نتیجه‌گیری

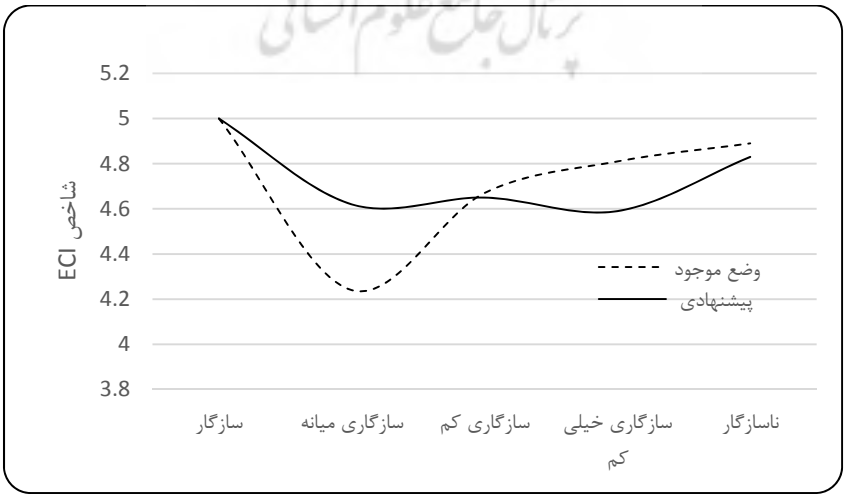
شاخص LSI، ابزاری است برای بررسی مطلوبیت طرح‌های پیشنهادی از دیدگاه محیط‌زیست. این ارزیابی ابزاری است برای تحلیل وضعیت آتی به نسبت وضعیت موجود. بر این اساس، می‌تواند برای سیاستگذاران ابزار مناسبی را فراهم سازد. تحلیل شاخص NI، تغییرات محدودی را نشان می‌دهد. براساس این شاخص، اراضی بایر اندکی کاهش یافته ولی در مقابل فضای سبز و باغات افزایش قابل توجه‌ای را در وضع پیشنهادی نشان می‌دهد (شکل۲).



شکل ۲. مقایسه شاخص NI وضع موجود و پیشنهادی

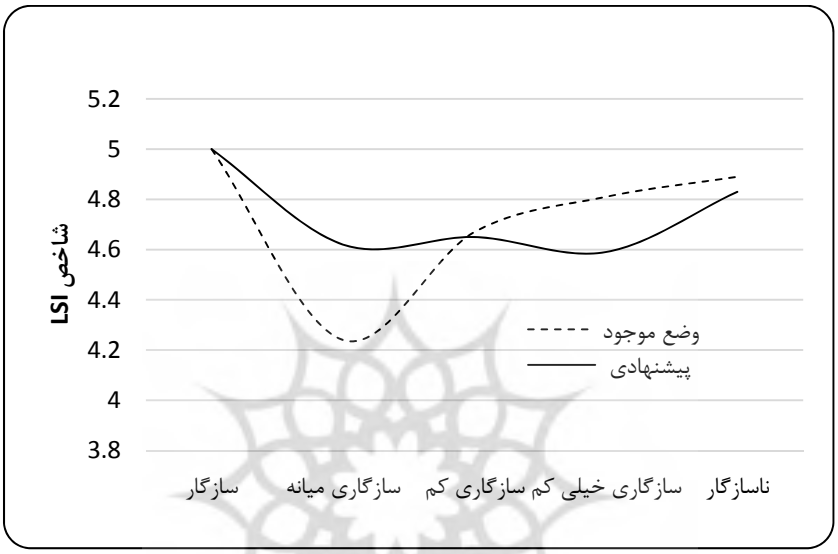
در شاخص دوم، وضعیت پیوند اکولوژیک مورد بررسی قرار گرفته‌است. بررسی این شاخص برای وضع موجود و طرح پیشنهادی نشان می‌دهد، سطح تغییرات در فضاهای سبز با کیفیت ضعیف به شدت کاهش یافته‌است. در مقابل، شرایط به‌ترتیب، در وضعیت متوسط تا مطلوب افزایش یافته‌است.

به این ترتیب، این شاخص ضمن اینکه تأییدکننده شاخص قبلی است، کیفیت تغییرات را نیز مورد تأکید قرار می‌دهد که کیفیت فضای سبز به سمت بهبود رفته‌است. بر این اساس، شرایط پیشنهادی براساس طرح راهبردی شهر وضعیت بهتری از نظر فضای سبز فراهم خواهدساخت (شکل۳).



شکل۳. مقایسه شاخص ECI وضوع موجود و پیشنهادی

با توجه به اینکه زلزله تعیین‌کننده‌ترین سانحه تهدیدکننده تهران و به تبع آن منطقه یک است، لذا عملاً در این شاخص تغییر ایجاد نشده و وضعیت موجود و پیشنهادی همسان است. این شاخص بیشتر در مورد پیشگیری از سیل و سوانح مانند آن قابل محاسبه و اعمال است. وضعیت کلی مقایسه طرح موجود و پیشنهادی با شاخص LSI، محاسبه شده است که وضعیت نهایی طرح موجود در مقابل با وضعیت پیشنهادی ارائه می‌کند. بر این مبنا همانگونه که در شکل ۴ مشاهده می‌شود در پنج سطح مقایسه صورت گرفته‌است. بر مبنای این شاخص، تنها تغییرات سناریوی وضع موجود (I_0) در سطح سازگاری میانه وضعیت بهتری به نسبت وضعیت پیشنهادی دارد. این درحالی‌که است که سازگاری در سطح کم وضعیت پیشنهادی (I_1) اندکی افزایش نشان می‌دهد. بر این مبنا عملاً تناسب کاربری اراضی وضعیت پیشنهادی با وضع موجود تحول چشمگیری را نشان نمی‌دهد (شکل۴).



شکل۴. شاخص نهایی تناسب کاربری وضع موجود با وضعیت پیشنهادی

با توجه به نتایج به‌دست‌آمده از سناریوی پیشنهادی باید دلتای I محاسبه شود تا شدت تغییرات تناسب کاربری اراضی را نشان دهد. بر این اساس، شرایط حاصل دو سناریوی موجود و پیشنهادی نشان‌دهنده تغییراتی در سطح تناسب کاربری اراضی است. به این ترتیب که در سطح سازگار کامل وضعیت تغییری را نشان نمی‌دهد. در سطح سازگاری میانه بهبود چشمگیری نسبت به وضع موجود مشاهد می‌شود. این در حالی است که در سطح ناسازگاری کم و ناسازگاری نیز کاهش قابل توجه‌ای مشاهده می‌شود (شکل۵).

شکل۵. محاسبه دلتای I برای منطقه یک

نتایج به‌دست‌آمده نشان می‌دهد که طرح پیشنهادی برای منطقه یک، تغییرات محیطی را به وجود می‌آورد. ماهیت این تغییرات به‌سمت بهبود وضعیت است. اما سطح و شدت و همچنین ماهیت تغییرات در سطح کاملاً مطلوبی نیست. به این ترتیب می‌توان شاهد بود که کیفیت محیط زیست رو به بهبود است، اما تا سطح مطلوب فاصله دارد. برای دستیابی به مطلوب فرصت‌های دیگری را باید جستجو کرده و از آن‌ها بهره‌برداری نمود. البته بدیهی است که پیشنهادهای ارائه شده نتوانسته است تحول چشمگیری را با توجه به این شاخص در محدوده مورد مطالعه ایجاد کند. این امر ناشی از دو دلیل می تواند باشد:

اول اینکه با توجه به ماهیت کاربری اراضی شهری عملاً تغییرات گسترده‌ای در این کاربری‌های نمی‌توان ایجاد کرد. چرا که حقوق مردم، امکان و سهولت تغییر کاربری را کاهش داده و لذا نمی‌توان با توجه هزینه‌ها تغییرات قابل‌توجه‌ای را ایجاد کرد. از سوی دیگر، بخشی از تغییرات به کیفیت فضاها باز می‌گردد که در طرح‌های کلان کمتر فرصت پرداختن به آن وجود دارد. با این حال، نسبت تغییرات در منطقه یک را در آستانه قابل قبولی می‌توان تلقی کرد. این امر، می‌تواند به بهبود پایداری محیط شهری کمک نماید. این تغییرات اگرچه با کارهای مشابه، مانند کاری که در شیلی انجام شده تشابهاتی دارد اما تفاوت‌هایی نیز وجوددارد (Rojas,Pino & Jaque, ۲۰۱۳).

به این ترتیب که در منطقه یک تغییرات در بخش مثبت در آستانه سازگاری میانی تمرکز یافته‌است و در سایر بخش‌ها بهبود کمتری دیده می‌شود درحالی‌که در شیلی این وضعیت در تمامی رده بهبود دیده می‌شود. در سطح منطقه یک اندکی توجه جدی‌تر به شرایط محیطی منجر به بهبود بسیار بیشتری در شاخص LSI می‌تواند بشود. از جمله آنها می‌توان به بهبود وضعیت رود دره‌ها اشاره کرد. درصورتی‌که این رود دره‌ها از حالت کانال خارج و به‌سمت رودهای طبیعی اما طراحی‌شده پیش رود می‌توان شاهد بهبود در شاخص مذکور بود.

نکته دوم و مهم عبارت است از قابلیت پاسخگویی این روش. نتایج نشان می‌دهد این روش از قابلیت ارزیابی مناسبی برخوردار است. اما به هر میزان مقیاس کاهش و دقت افزایش یابد میزان پاسخ‌دهی و دقت این روش نیز افزایش می‌یابد. در این روش، دقت در اطلاعات پایه نقش تعیین‌کننده‌ای دارد. با توجه به اینکه در مقیاس‌های بزرگ دقت نقشه‌ها کم می‌شود، لذا برای کشف این حقیقت که آیا این روش قابلیت ارزیابی چنین شرایطی را دارد باید با شاخص‌های دیگری محک بخورد. برای کاربرد بهتر باید با توجه به شرایط منطقه بومی‌شده در این روش، از شاخص‌های بیشتر و مطلوب تری استفاده شود. به این ترتیب این امکان وجود خواهدداشت که ارزیابی استراتژیک و بهتری از برنامه‌های آتی به دست آید.

منابع

صالحی، اسماعیل، یوسف رفیعی، محمد رضا فرزاد بهتاش و محمدتقی آقابابایی (۱۳۹۲)، *پهنه‌بندی خطر سیلاب شهری با استفاده از GIS و فرایند تحلیل سلسله مراتبی فازی (مطالعهٔ موردی: تهران). محیط شناسی*،۳۹(۳)، (۱۸۸-۱۷۹).

گروسی، عبدالله عباس و جواد صفی نژاد (۱۳۷۹). *دانش‌ها و فن آوری‌های مردمی در آیینه علم و تجربه صاحب نظران*، نمایه پژوهش، ۴،(۳۴-۳۳)

Ashraf Vaghefi, S., Mousavi, S. J., Abbaspour, K. C., Srinivasan, R., & Yang, H. (۲۰۱٤). Analyses of the impact of climate change on water resources components, drought and wheat yield in semiarid regions: Karkheh River Basin in Iran. Hydrological Processes, ۲۸(٤), ۲۰۱۸-۲۰۳۲. doi: ۱۰,۱۰۰۲/hyp.۹۷٤۷

Arnaud-Fassetta, G., & Fort, M. (۲۰۰۸). The Integration of Functional Space Influvia; Geomorphology, As a Tool For Mitigating Flood Risk. Application Tothe Left-Bank Tributaries Of The Aude River, Editerranean France. Paper presented at the ٤th ECRR Conference on River Restoration Italy, Venice S. Servolo Island

Battiata, J., Collins, K., Hirschman, D., & Hoffmann, G. (۲۰۱۰). The Runoff Reduction Method. Journal of Contemporary Water research & education(۱٤٦.۱۱-۲۱)

Berry, M., & BenDor, T. K. (۲۰۱٥). Integrating sea level rise into development suitability analysis. Computers, Environment and Urban Systems, ٥۱, ۱۳-۲٤ .

Cañas, I., Ayuga, E., & Ayuga, F. (۲۰۰۹). A contribution to the assessment of scenic qualityof landscapes based on preferences expressed by the public. Land Use Policy, ۲٦(٤), ۱۱۷۳-۱۱۸۱. doi: http://dx.doi.org/۱۰,۱۰۱٦/j.landusepol.۲۰۰۹,۰۲,۰۰۷

Chen, L., Yang, X., Chen, L., Potter, R., & Li, Y. (۲۰۱٤). A state-impact-state methodology for assessing environmental impact in land use planning. Environmental Impact Assessment Review, ٤٦, ۱-۱۲ .

DeBruijn, K. M., & and Klijn. (۲۰۰۱). Resilient Flood Risk Management Strategies. Paper presented at the Proceedings of the IAHR congress, ۱٦-۲۱, September, ۲ ,۰۰۱ Beijing China.,

Forman, R. T. T. (۱۹۹٥). Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions: Cambridge University Press.

Forman, R. T. T., & Godron, M. (۱۹۸۱). Patches and Structural Components for A Landscape Ecology. BioScience, ۳۱(۱۰), ۷۳۳-۷٤۰. doi: ۱۰,۲۳۰۷/۱۳۰۸۷۸۰

Forman, R. T. T., & Wilson, E. O. (۱۹۹٥). Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions: Cambridge University Press.

Fundingsland Tetlow, M., & Hanusch, M. (۲۰۱۲). Strategic environmental assessment: the state of the art. ImpactAssessment and Project Appraisal, ۳۰(۱), ۱٥-۲٤. doi: ۱۰,۱۰۸۰/۱٤٦۱٥٥۱۷,۲۰۱۲,٦٦٦٤۰۰

Graaf, R. d., & Hooimeijer, F. (۲۰۰۸). Urban Water in Japan (Vol. ۱۱). London: Taylor & Francis Group.,

Jie, L., Jing, Y., Wang, Y., & Shu-xia, Y. (۲۰۱۰). Environmental Impact Assessment of Land Use Planning in Wuhan City Based on Ecological Suitability Analysis. Procedia Environmental Sciences, ۲(۰), ۱۸٥-۱۹۱. doi: http://dx.doi.org/۱۰,۱۰۱٦/j.proenv.۲۰۱۰,۱۰,۰۲۲

Liu, R., Zhang, K., Zhang, Z., & Borthwick, A. G. (۲۰۱٤). Land-use suitability analysis for urban development in Beijing. Journal of Environmental Management, ۱٤٥, ۱۷۰-۱۷۹ .

Marull, J., Pino, J., Mallarach, J. M., & Cordobilla, M. J. (۲۰۰۷). A Land Suitability Index for Strategic Environmental Assessment in metropolitan areas. Landscape and Urban Planning, ۸۱(۳), ۲۰۰-۲۱۲. doi: http://dx.doi.org/۱۰,۱۰۱٦/j.landurbplan.۲۰۰٦,۱۱,۰۰٥

McHarg, I. L., & Mumford, L. (۱۹٦۹). Design with nature: American Museum of Natural History New York.

Nadeem, O., Haydar, S., Sarwar, S., & Ali, M. (۲۰۱۳). Consideration of environmental impacts in the integrated master plan for Lahore-۲۰۲۱. Pakistan Journal of Science, ٦٥(۳), ۳۱۰-۳۱۷ .

Niemi, G. J., & McDonald, M. E. (۲۰۰٤). Application of ecological indicators. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, ۸۹-۱۱۱ .

O'neill, R. V., Riitters, K. H., Wickham, J., & Jones, K. B. (۱۹۹۹). Landscape pattern metrics and regional assessment. Ecosystem health, ٥(٤), ۲۲٥-۲۳۳ .

Park, S., Jeon, S., Kim, S., & Choi, C. (۲۰۱۱). Prediction and comparison of urban growth by land suitability index mapping using GIS and RS in South Korea. Landscape and Urban Planning, ۹۹(۲), ۱۰٤-۱۱٤. doi: http://dx.doi.org/۱۰,۱۰۱٦/j.landurbplan.۲۰۱۰,۰۹,۰۰۱

Pathan, S. k., Jothimani, P. j., Choudhary, G. k., Som, N. N& ,.Mukhrejee, K. (۱۹۹۲). Urban Land-Use Suitability Analysis - A Case Study Of Calcutta Metropolitan Area. Journal of the Indian Society of Remote Sensing, ۲۰(۲ & ۳ .(

Paul, J. F. (۲۰۰۳). Developing and applying an index of environmental integrity for theUS Mid-Atlantic region. Journal of Environmental Management, ٦۷(۲), ۱۷٥-۱۸٥. doi: http://dx.doi.org/۱۰,۱۰۱٦/S۰۳۰۱-٤۷۹۷(۰۲)۰۰۲۰٦-۲

- Pino, J., & Marull, J. (۲۰۱۲). Ecological networks: Are they enough for connectivity conservation? A case study in the Barcelona Metropolitan Region (NE Spain). Land Use Policy, ۲۹(۳), ٦۸٤-٦۹۰ .

- Pinto, R., Patrício, J., Baeta, A., Fath, B. D., Neto, J. M., & Marques, J. C. (۲۰۰۹). Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. Ecological Indicators, ۹(۱), ۱-۲٥ .

- Rojas, C., Pino, J., & Jaque, E. (۲۰۱۳). Strategic environmental assessment in Latin America: a methodological proposal for urban

planning in the Metropolitan Area of Concepción (Chile). Land Use Policy, ۳۰(۱), ۵۱۹-۵۲۷ .

- Soini, K., Vaarala, H., & Pouta, E. (۲۰۱۲). Residents' sense of place and landscape perceptions at the rural–urban interface. Landscape and Urban Planning, ۱۰٤(۱), ۱۲٤-۱۳٤. doi: http://dx.doi.org/۱۰,۱۰۱٦/j.landurbplan.۲۰۱۱, ۱۰,۰۰۲

- Stalenberg, B., & Kikumori, Y. (۲۰۰۸). Urban flood control on the rivers of Tokyo metropolitan. In R. d. Graaf & F. Hooimeijer (Eds.), Urban Water in Japan (Vol. ۱۱, pp. ۱۱۹-۱٤۳). London: Taylor & Francis Group.,

- Steiner, F., McSherry, L., & Cohen, J. (۲۰۰۰). Land suitability analysis for the upper Gila River watershed. Landscape and Urban Planning, ۵۰(٤), ۱۹۹-۲۱٤. doi: http://dx.doi.org/۱۰,۱۰۱٦/S۰۱٦۹-۲۰٤٦(۰۰)۰۰۰۹۳-۱

- Ueda, H., Nakajima, T., Takayama, N., Petrova, E., Matsushima, H., Furuya, K., & Aoki, Y. (۲۰۱۲). Landscape image sketches of forests in Japan and Russia. Forest Policy and Economics, ۱۹(۰), ۲۰-۳۰. doi: http://dx.doi.org/۱۰,۱۰۱٦/j.forpol.۲۰۱۲,۰۱,۰۰۲

- Verheem, R. A. A., & Tonk, J. A. M. N. (۲۰۰۰). Strategic environmental assessment: one concept, multiple forms. Impact Assessment and Project Appraisal, ۱۸(۳), ۱۷۷-۱۸۲. doi: ۱۰,۳۱۵۲/۱٤۷۱۵٤٦۰۰۷۸۱۷٦۷٤۱۱

- Vis, M., Klijn, F., De Bruijn, K. M., & Van Buuren, M. (۲۰۰۳). Resilience strategies for flood risk management in the Netherlands. International Journal of River Basin Management, ۱(۱), ۳۳ .٤۰-doi: ۱۰,۱۰۸۰/۱۵۷۱۵۱۲٤,۲۰۰۳,۹٦۳۵۱۹۰.

پژوهشگاه علوم انسانی و مطالعات فرهنگی
پرتال جامع علوم انسانی