

سامانه پستوانه تصمیم‌گیری سریع برای ارزیابی پیامد فعالیت‌ها در تخریب سیمای سرزمین حوزه آبخیز شفارود

چکیده

روش‌های ارزیابی پیامد فعالیت‌های سریع متعددی معرفی شده‌اند، ولی هیچ‌کدام از این روش‌ها به طور تخصصی به ارزیابی تخریب ناشی از فعالیت‌های انسان در مقیاس سیمای سرزمین نمی‌پردازند. مطالعات در سطح بالا از تحلیل وضعیت تخریب محیط زیست در سطح سیمای سرزمین سبب نادیده گرفتن بسیاری از مشخصه‌های مطرح در ارزیابی محیط می‌شوند. هدف این مقاله ارائه روش تخصصی برای ارزیابی پیامد فعالیت‌های انسان در تخریب سیمای سرزمین جنگل‌های شفارود در استان گیلان است. به طوری که در این مقاله ۳۹۰۰۰ هکتار از جنگل‌های این منطقه ارزیابی شدند. این مقاله به صورت مطالعه موردی در ۲۸ واحد کاری در حوزه آبخیز شفارود در استان گیلان انجام شد. الگوی تخریب سیمای سرزمین به صورت زیر معرفی شد: $L_D = \sum kI/V_i$ که در آن L_D ضریب فروافت واحدهای کاری سیمای سرزمین، و $\sum kI$ نمایه شدت فعالیت‌های انسان در تخریب سیمای سرزمین در هر واحد کاری (I متریک و k شدت آن)، و V آسیب پذیری اکولوژیک است. میزان سالخوردگی جنگل‌ها بر اساس تیره‌تر بودن رنگ قرمز بر روی تصویرهای ماهواره‌ای قابل اندازه‌گیری است. برای اعتبارسنجی نتایج الگوی تخریب سیمای سرزمین، بین عددهای تخریب با داده‌های استخراج شده از تصویر ماهواره‌ای در واحدهای کاری رگرسیون گرفته شد. بنابراین، به دست آوردن R^2 معادل ۰.۶۱ می‌تواند علامت وجود رابطه قابل قبول بین میزان تیرگی رنگ قرمز و مدل تخریب سیمای سرزمین در واحدهای کاری باشد. با الگوسازی تخریب، با استفاده از متریک‌های سیمای سرزمین، می‌توان از وضعیت و میزان شدت تخریب در سیمای سرزمین جنگل در کمترین زمان ممکن و با کمک حداقل داده رقمی و هزینه به وضعیت تخریب، یا طبیعی بودن اکوسیستم‌های جنگلی پی برد.

کلید واژه

الگوی تخریب سیمای سرزمین - ارزیابی سریع پیامد فعالیت‌ها - شفارود - گیلان

سر آغاز

پیامدهای برنامه‌ها، طرح‌ها، گزینه‌ها و سیاست‌های توسعه که در برخی موارد ممکن است با یکدیگر در تعارض باشند، همواره با مشکلاتی همراه است و در بسیاری موارد ارزیابان ناگزیر از ارزیابی آثار پیامد فعالیت‌های انسانی پس از اجرای پروژه‌ها می‌شوند. ارزیابی‌های محیط زیستی و نظریه‌های اقتصاد محیط زیستی هر دو ابزارهای مفیدی برای نشان دادن ظرفیت‌های محیطی‌اند، ولی در اغلب موارد ارزیابی‌های محیط زیستی به دلیل برخورداری از رویکردی اکولوژیک کیفی است و بنابراین، این‌گونه برآوردها کارایی لازم را ندارند. امروزه ابزارهای سامانه پشتیبان تصمیم‌گیری کمی، گزینه‌هایی را برای حل مشکل‌های ایجاد

فرایند شناسایی، ارزشگذاری و جمع‌بندی تأثیر فعالیت‌های انسان بر محیط زیست را ارزیابی پیامد فعالیت‌ها بر محیط زیست (ا.پ.ف.م.) می‌نامند. به کمک این فرایند می‌توان سامانه پستوانه تصمیم‌گیری ساخت تا بدین‌وسیله پایداری محیط در مقابل فعالیت‌های انسانی را تخمین زد، و در صورت تناسب با هدف‌های مورد نظر ارزیاب، این فرایند می‌تواند به پیشنهاد برای بهسازی پیامدهای ناشی از اجرای پروژه بپردازد (Erickson, 1994; Ndubisi, 2002). از سوی دیگر تصمیم‌گیری در مورد ارزیابی

شده‌اند. روش ارزیابی سریع محیط زیست (TNC, 1999) به ارزیابی محیط زیست می‌پردازد و محدودیت‌ها، مزیت‌ها، و تهدیدهای موجود را که در اثر اجرای پروژه برای محیط به‌وجود می‌آیند را بررسی می‌کند. روش ماتریس ارزیابی سریع پاستاکیا (Pastakia, and Jensen, 1998) روش دیگری است که با معرفی ماتریس تخصصی مبتنی بر کیفی‌سازی، بر اساس سطح اثرگذاری پیامدها ا.پ.ف.م. را انجام می‌دهد.

روش دیگر ارزیابی سریع، ارزیابی سریع زیر حوزه‌هاست (Shueller, 1994) که بر سطوح ناگذرده انسان ساخت استوار است و در آن هرچه سطح ناگذرده گسترده‌تر باشد، احتمال آلودگی آب بیشتر خواهد بود. در هر حال، بجز رویکرد موجود در الگوی تخریب (Makhdom, 2002; Azari Dehkordi, 2005) در تمام این روش‌ها، تحلیل کمی میزان آسیب‌پذیری، بخصوص در سطح سیمای سرزمین نادیده گرفته می‌شوند.

طبق نظر Farina (۲۰۰۶) "سطح سیمای سرزمین" عبارت است از حوزهٔ آبخیز و سپس معرفی زیر حوزه‌هایش که بالطبع از سطح پروژه گسترهٔ بزرگتر و از سطح منطقه‌ای گسترهٔ کوچکتری را پوشش می‌دهد. فرایندهای زمین‌شناسی، توپوگرافی، خاک، رژیم‌های اختلالی و تأثیرات کاربری زمین همگی موجب شکل‌دهی رابطه‌ها و عنصرهای سیمای سرزمین و همچنین پراکنش کلی گونه‌های داخل چیدمان سیمای سرزمین می‌شوند (Gergel, and Farina, 1998; Forman, 1995; Turner, 2002). در نتیجهٔ استفاده از این مفهوم‌ها برای ارزیابی سیمای سرزمین، ضمن صرفه‌جویی در زمان، ارزیابی محیط زیستی پیامد فعالیت‌ها را به صورت تجمعی در کوتاهترین مدت در سطح حوزه، و یا زیرحوزه‌های آبخیز ممکن خواهد ساخت.

این سطح ارزیابی توانایی تحلیل فرا پروژه و دون منطقه‌ای برای بنیان نهادن سامانه‌های پشتوانه تصمیم‌گیری کلی‌گرا و جامع را بنا می‌نهد. بنابراین، در اینجا، مفهوم کلی سیمای سرزمین، مجموعه‌ای از فرایندهای فیزیکی، بیولوژیکی و فرهنگی است که در منطقه همزمان عمل می‌کنند. در اینجا سطح حوزهٔ آبخیز را معادل مفهوم سیمای سرزمین استفاده کردیم تا مفهوم کلی‌گرای سیمای سرزمین با مفهوم‌های هیدرولوژیک نهفته در حوزهٔ آبخیز بر هم منطبق شوند. از متریک‌های سیمای سرزمین می‌توان در برنامه‌ریزی برای منابع طبیعی و کاربری پایدار زمین استفاده کرد. در عمل متریک‌های سیمای سرزمین به عنوان شاخص‌های کمی ساز محیط زیست مطرح می‌شوند (Leitao, et al., 2006). در هر صورت باوجود اهمیت فراوان رویکردهای اکولوژیکی سیمای سرزمین در کمی‌سازی و کلیت‌گرایی

شده، رویکردهای ا.پ.ف.م. معرفی کرده‌اند. یکی از این دسته الگوهای ارزیابی آثار توسعه بر محیط زیست که در ایران معرفی شده است، روش ارزیابی پیامد فعالیت‌ها بر محیط زیست به کمک الگوی تخریب^۱ است (Makhdom, 2002). الگوی تخریب اولین بار توسط مخدوم در سال ۱۳۷۲ در ارزیابی آثار توسعه بر محیط زیست استان آذربایجان شرقی مورد استفاده قرار گرفت (Makhdom, 2002). معادلهٔ الگوی تخریب در ایران به‌صورت زیر تعریف شد:

$$H_i = (\Sigma I + DP_i) / V_i$$

که در آن H_i ضریب تخریب در واحدهای کاری تا شماره i ، ΣI آثار تجمعی عامل‌های تخریب در گذشته و حال، DP تراکم فیزیوگرافیک (نسبت جمعیت به زمین‌های کشاورزی) در واحدکاری تا شماره i ، V آسیب‌پذیری زیستگاه در واحد کاری i است. در این روش، نخست با بررسی‌های میدانی، تمامی عامل‌های تخریب در هر واحد نشانزد، اندازه‌گیری و سپس معادله اجرا می‌شود. عامل‌های تخریب در الگوی ایرانی عبارتند از:

شخم در جهت شیب (PS)؛ کان‌کنی بی‌رویه (ZM)؛ تبدیل مرتع به دیمزار (XR)؛ تبدیل کشتزار به شهر و شهرک (T)؛ استفاده غیر منطقی از سرزمین (IL)؛ تخریب زیستگاه (تغییر سیمای سرزمین) (HD)؛ تبدیل جنگل به مرتع (XF)؛ تبدیل جنگل به دیمزار (X)؛ تخریب خاک (SD)؛ آلوده کردن خاک (YS)؛ آلوده کردن آب (YW)؛ آلوده کردن هوا (YA)؛ آلودگی صوتی (YN)؛ زباله‌ریزی (G)؛ برداشت علوفه از تالاب (R)؛ مدیریت ضعیف (IM)؛ چرای بی‌رویه (OG)؛ استفاده از آب تالاب برای کشاورزی (W)؛ شکار بدون پروانه صید (H)؛ آلودگی نفتی (YO)؛ و آلودگی منظر (YL) (Makhdom, 2002).

این الگو، یگانه روش ا.پ.ف.م. ایرانی است که در سطح بین‌المللی مطرح شده است. الگوی تخریب پس از تکمیل مطالعهٔ موردی در حوزهٔ آبخیز سد سفیدرود (Azari Dehkordi et.al, 2003)، و سپس در ژاپن مجدداً اعتبار سنجی شد و معایب آن پس از اجرا در محیط و مقیاس جدید برطرف شد (Azari Dehkordi, 2005). در حقیقت هدف از استفاده الگوی تخریب، پرهیز از مرور انشاگونه عامل‌های تخریب، نشان‌دادن کمی شدت تخریب به همراه درجه آسیب‌پذیری اکوسیستم‌ها به طور همزمان است (Makhdom, 2002). از سوی دیگر اکثر روش‌های ا.پ.ف.م. مانند روی هم‌گذاری و فهرست تشریحی بسیار هزینه‌بر و وقت‌گیر هستند، بنابراین روش‌هایی مانند روش‌های سریع^۲ ا.پ.ف.م. توصیه

است. بعضی از راه‌های تعیین میزان آسیب‌پذیری عبارتند از تعیین آسیب‌پذیری بر اساس رتبه‌بندی زیستگاه (Rossi, and Kuitunen, 1996)، تعیین آسیب‌پذیری بر اساس برنامه‌ریزی سریع حوزه آبخیز، (Zeilinski, 2002) و استفاده از منطق فازی به منظور تعیین آسیب‌پذیری اکولوژیکی (Chenung, Pitcher and Pauly, 2005).

یکی از راه‌های تعیین آسیب‌پذیری، کمی‌کردن سیمای سرزمین از طریق استخراج متریک‌های سیمای سرزمین و سپس استفاده از بزرگی اندازه لکه‌ها به عنوان شاخصی برای "دست نخوردگی" اکوسیستم‌های جنگلی است. برای اعتبارسنجی نتایج الگوی تخریب سیمای سرزمین، بین عددهای تخریب با داده‌های استخراج شده از تصویر ماهواره‌ای سنجنده TM ماهواره لندست با اندازه هر پیکسل، معادل 30×30 متر، متعلق به سال ۱۹۹۸ در محدوده مادون قرمز نزدیک رگرسیون گرفته شد، که نتیجه این رگرسیون در زیر منظور شده است. در تصویر ماهواره‌ای فوق دامنه قرمزی تصویر از ۰ تا ۲۵۵ متغیر است، و در منطقه مطالعاتی این دامنه بین ۸ تا ۱۶۸ قرار دارد. این بدان معناست که هرچه درجه قرمزی در تصویر بیشتر باشد بدان معناست که ناحیه جنگلی در مراحل بالای توالی است، بنابراین منطقه در معرض تخریب کمتری بوده است (Steven, et al., 2003).

شکل شماره (۱) نمودار جریان الگوی تخریب سیمای سرزمین حوزه آبخیز شفارود را نشان می‌دهد.

فهرست فعالیت‌ها در الگوی سیمای سرزمین

فرایندی که برای اندازه‌گیری متریک‌ها در سیمای سرزمین استفاده شد، فرایند گسستگی^۴ سیمای سرزمین است، که یکی از مهم‌ترین فرایندهایی است که ساختار و عملکرد سیمای سرزمین را تحت تأثیر قرار می‌دهد، و سبب تقسیم سیمای سرزمین به قطعه‌های کوچک‌تر می‌شود (Randolph, 2004; Ahern, and Andre, 2003).

پس از مشخص شدن میزان گسستگی در سیمای سرزمین، می‌توان متریک‌های سیمای سرزمین را محاسبه کرد. متریک‌های اکولوژیکی سیمای سرزمین، ابزار مفیدی برای ورود دیدگاه‌های اکوسیستمیک در برنامه‌ریزی محیط زیستی‌اند که به کمک این متریک‌ها می‌توان فرایندهای سیمای سرزمین را به صورت کمی اندازه‌گیری کرد (درامشتاد و همکاران، ۱۳۸۶).

عامل‌های تخریب سیمای سرزمین در الگوی حاضر، متریک‌های سیمای سرزمین هستند که به شرح زیر از (McGarigal, and Marks, ۱۹۹۵) تعریف می‌شوند:

برای تحلیل در سطح سیمای سرزمین، تاکنون معدود مقاله‌هایی (خزاعی و آذری دهکردی، ۱۳۸۶) در ایران از این رویکرد برای ارزیابی و برنامه‌ریزی محیط زیستی، با توجه به تحلیل وضعیت سیمای سرزمین استفاده کرده‌اند. بنابراین، هدف این مقاله ارائه روش تخصصی با استفاده از مفهوم‌ها و متریک‌های رایج در اکولوژی سیمای سرزمین، برای ارزیابی سریع پیامد فعالیت‌های انسان در تخریب سیمای سرزمین^۳، مشخص کردن میزان کمیت تخریب سیمای سرزمین در واحدهای کاری در محدوده مطالعاتی و ارائه سلسله مراتب حاکم بین واحدها است، تا مفهوم‌های اکولوژیک را به صورت سنجش میزان تخریب سیمای سرزمین جنگلی، وارد سامانه پشوانه تصمیم‌گیری در سطح زیرحوزه‌های آبخیز کند.

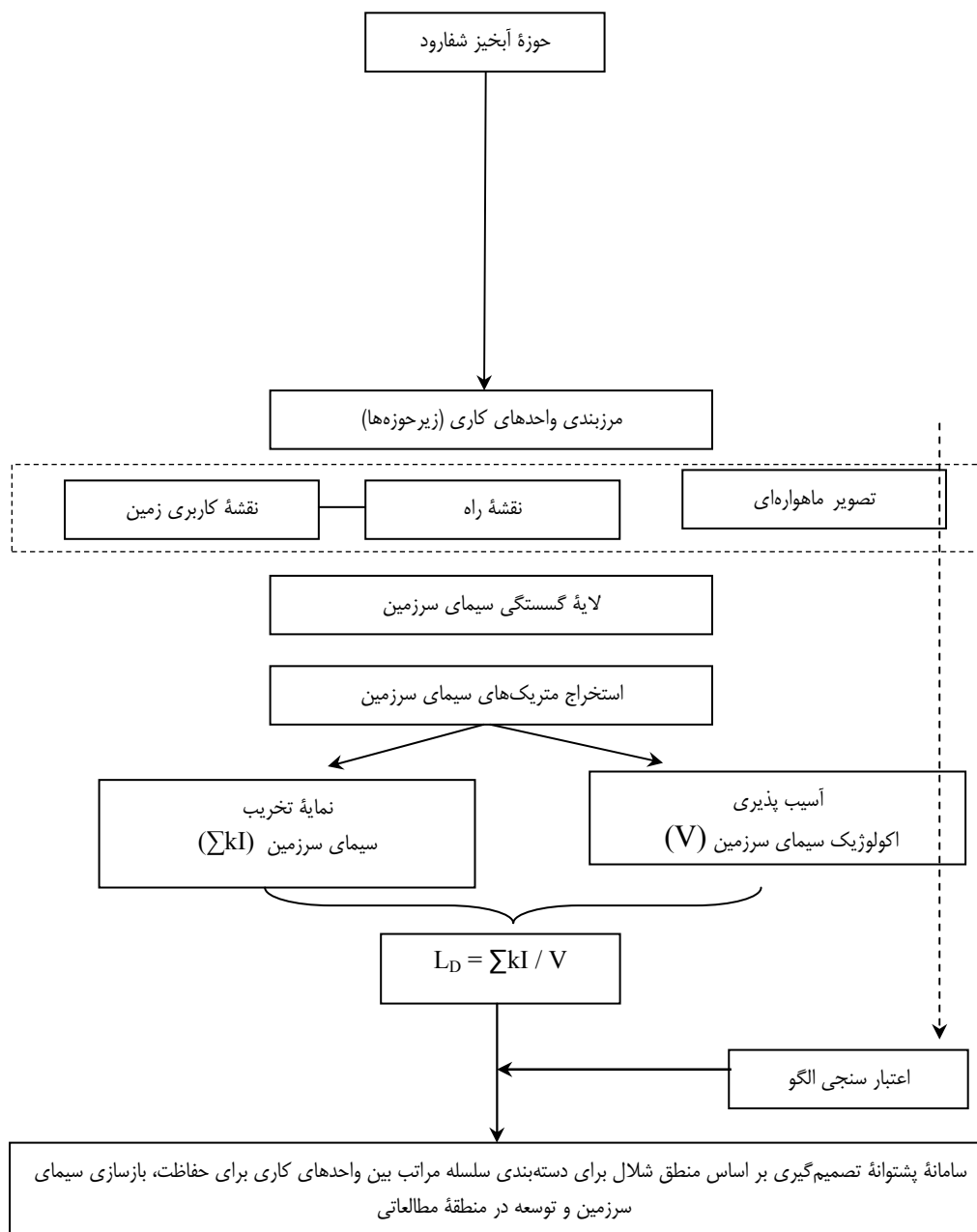
روش شناسی

در این تحقیق از داده‌های مکانی توپوگرافی، شبکه هیدرولوژی، راه‌های ارتباطی (مقیاس ۱:۲۵۰۰۰)، کاربری زمین (مقیاس ۱:۵۰۰۰۰) و از متریک‌های سیمای سرزمین برای اندازه‌گیری و کمی‌سازی وضعیت ساختار سیمای سرزمین، برای اجرای الگوی تخریب سیمای سرزمین استفاده شده است.

دسته‌بندی شدت نمایه فعالیت‌های انسانی بر اساس میان داده‌ها انجام شد. در این روش از متریک‌های سیمای سرزمین به جای مشخصه‌های الگوی تخریب استفاده شده است (Khazaei, and Azari Dehkordi, 2008).

معادله جدید الگوی تخریب برای تحلیل در سطح سیمای سرزمین برای اولین بار به صورت زیر معرفی شد: $LD = \sum ki / Vi$ که در آن LD ضریب فرو افت واحدهای کاری در سطح سیمای سرزمین، و $\sum ki$ نمایه شدت فعالیت‌های انسان در تخریب سیمای سرزمین در هر واحد کاری (I متریک سیمای سرزمین و k شدت تخریب برای آن)، و V آسیب‌پذیری اکولوژیک است.

نمایه شدت فعالیت تخریب انسان مجموع فعالیت‌هایی است که آثار تخریب خود را در سطح سیمای سرزمین بر جای می‌گذارد. یعنی فعالیت‌هایی که آثار آنها بر محیط زیست در سطح سیمای سرزمین قابل مشاهده باشند، مانند تعداد لکه‌های ایجاد شده توسط شبکه راه در سطح سیمای سرزمین. آسیب‌پذیری اکولوژیکی درجه‌ای است که یک اکوسیستم، یا اجزای آن بر اثر قرار گرفتن در برابر عامل‌های محرک (آشفتگی یا فشار) در عمل خسارت می‌بیند (Turner, II et al., 2003). آسیب‌پذیری اکولوژیک از راه‌های متفاوت قابل برآورد



شکل شماره (۱): نمودار جریان الگوی تخریب سیمای سرزمین حوزه آبخیز شفارود

شانون، اگر در سیمای سرزمین فقط یک لکه وجود داشته باشد این شاخص برابر صفر است، و با افزایش تعداد لکه افزایش می‌یابد؛ و در آخر MSI^{12} شاخص پیچیدگی شکل لکه است. برای به‌دست آوردن متریک MSI ، مجموع محیط لکه‌ها بر مجذور مساحت هر لکه تقسیم می‌شود.

$NumP^5$ مجموع تعداد لکه‌ها در سیمای سرزمین، MPS^6 میانگین اندازه لکه بر حسب هکتار، $MedPS^7$ میانه اندازه لکه‌ها، TE^8 مجموع محیط کلیه لکه‌ها بر حسب متر، ED^9 میزان محیط به مساحت لکه بر حسب متر بر هکتار، $MPFD^{10}$ میانگین ابعاد فشرده‌گی شده لکه است که هر چه به یک نزدیک‌تر شود نشان دهنده یکنواختی بیشتر لکه خواهد بود؛ SDI^{11} یا شاخص تنوع

تعیین شدت فعالیت‌ها (ΣKI)

شدت فعالیت‌ها به صورت کیفی در طبقات چهارگانه بر اساس تعریف Canter (1996) تعریف می‌شود. این طبقات عبارتند از: کد (1) تخریب ناچیز، کد (2) تخریب متوسط، کد (3) تخریب شدید، کد (4) تخریب خیلی شدید.

با توجه به متریک‌های مورد استفاده برای برنامه‌ریزی در سطح سیمای سرزمین ابتدا دامنه هر متریک در هر زیر حوزه، بر اساس میانه داده‌ها تقسیم بندی شدند. میانه عددی است که مقدار آن مبین حضور 50٪ داده‌های بزرگتر و 50٪ داده‌های کوچکتر در دو سمت مقدار عددی میانه است. برای تعیین میانه، از برنامه Excel استفاده شد. پس از مقایسه شدت فعالیت‌ها (متریک‌های مختلف) در هر واحد کاری با مقیاس غربال برای شدت تخریب (بالا) بر مبنای میانه، شدت هر فعالیت در بین واحدهای کاری مقایسه شدند، و سرانجام مقدار ΣKI که حاصل ضرب شدت فعالیت در حضور نوعی فعالیت در محدوده کاری است، محاسبه شد. در اینجا در صورت وجود فعالیت (I) مقدار عددی "۱" و عدم حضور "۰" در نظر گرفته می‌شود تا با اعمال در معادله مقدار ΣKI حذف شود.

شیوه محاسبه آسیب پذیری اکولوژیک در الگوی تخریب

سیمای سرزمین

بر مبنای اصول اکولوژی سیمای سرزمین هر چه تعداد لکه‌های اکوسیستم (زیر حوزه) کمتر باشد، و یا هر چه کاربری موجود در آن اکوسیستم یکنواخت‌تر باشد، آن اکوسیستم در معرض آسیب پذیری کمتری است (Gergel, and Turner, 2002).

بنابراین در سومین الگوی تخریب، پس از الگوی ایرانی (Makhdoum, 2002) و الگوی ژاپنی (Azari Dehkordi, 2005) «متریک تعداد لکه در سیمای سرزمین» (NumP) برای اولین بار برای تعیین آسیب پذیری اکولوژیکی استفاده شد.

تعیین مقیاس تفکیک شدت فعالیت‌ها و آسیب‌پذیری اکولوژیک

برای به دست آوردن مقیاسی برای تفکیک دامنه شدت فعالیت‌ها و آسیب‌پذیری در هر زیر حوزه همانند تعیین دامنه فعالیت‌ها که بر اساس میانه داده‌ها صورت گرفت، در این بخش نیز برای تعیین مقیاس تفکیک از میانه داده‌ها استفاده شد.

میانه برای سطح بندی و جداسازی شدت فعالیت‌ها برای اولین بار توسط (Azari Dehkordi, 2005) در اجرای الگوی تخریب در ژاپن استفاده شده است. در جدول شماره (۱) چهار طبقه آسیب‌پذیری

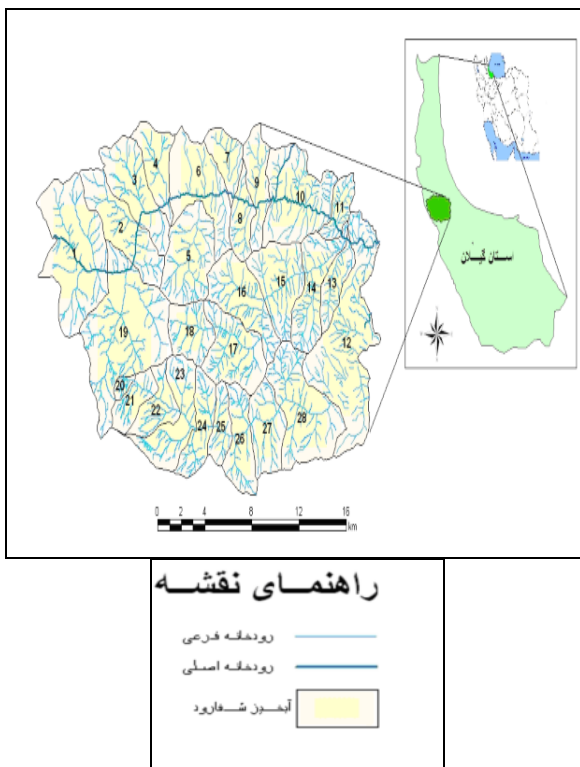
اکولوژیکی و شیوه بارگذاری برای تفکیک چهار گروه نشان داده شده است.

جدول شماره (۱): طبقات آسیب پذیری در سیمای سرزمین حوزه آبخیز سفارود

طبقه	میزان آسیب پذیری	دامنه آسیب پذیری (تعداد لکه)
V1	مقاوم	$II >$ تعداد حداقل لکه
V2	نیمه حساس	$1 \geq 12 >$ میانگین ۲
V3	حساس	$2 \geq 13 >$ مقدار حداکثر
V4	آسیب پذیر	تعداد حداکثر $14 \geq$

محدوده مطالعاتی

برای اجرای الگوی تخریب سیمای سرزمین، حوزه آبخیز سفارود در استان گیلان در نظر گرفته شد. این محدوده در حوزه آبریز تالش قرار دارد و سفارود جنوبی‌ترین و آخرین رودخانه حوزه آبریز تالش است. رودخانه سفارود با طول 34/5 کیلومتر دارای حوزه‌ای به وسعت 39800 هکتار است، که از ارتفاعات 2800 متری سرچشمه می‌گیرد. مصب اصلی این رودخانه در روستای سفارود واقع است و سرانجام به دریای خزر می‌ریزد (شکل شماره ۲)

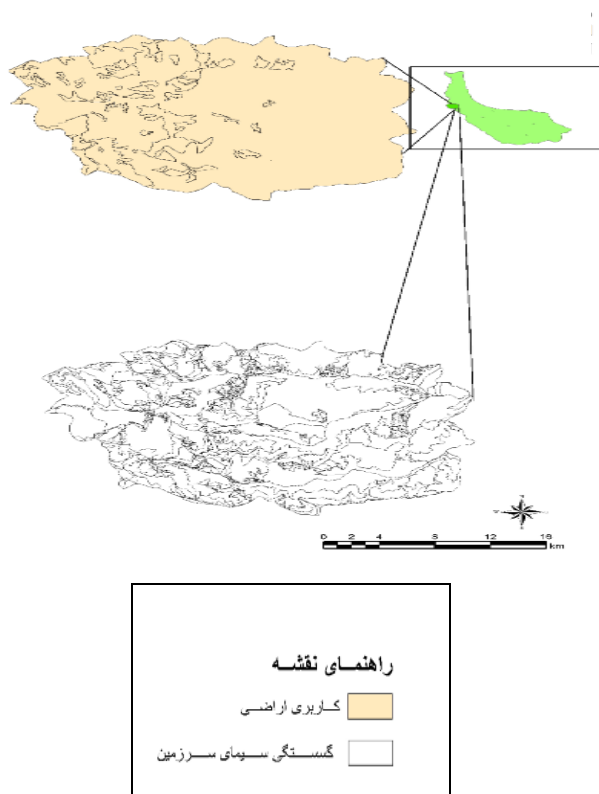


شکل شماره (۲): نقشه محدوده مطالعاتی

یافته‌ها

شکل شماره (۳) نقشه کاربری زمینی منطقه مطالعاتی و گسستگی سیمای سرزمین (حاصل روی هم‌اندازی نقشه راه‌های منطقه بر نقشه کاربری زمین) را در حوزه آبخیز سفارود نشان می‌دهد. با استفاده از این شکل، متریک‌های مختلف برای محدوده مطالعاتی استخراج شدند که نتایج آن در جدول شماره (۲) به تفکیک هر زیرحوزه بیان شده است. در جدول شماره (۲) دسته‌بندی متریک‌های سیمای سرزمین به تفکیک هر زیرحوزه مشخص شده است. شدت تخریب برای هر کدام از این متریک‌ها بر اساس میانه هر ردیف از داده‌ها استخراج شده است.

ابتدا مرز حوزه آبخیز سفارود، با توجه به یال و دره بسته شد، برای به‌دست‌آوردن مرز فوق، نقشه‌های توپوگرافی، رودخانه‌ها و نقاط ارتفاعی روی هم‌گذاری شدند. نقشه‌های فوق با مقیاس ۱: ۲۵۰۰۰ توسط سازمان جغرافیایی نیروهای مسلح تهیه شده‌اند. پس از مشخص کردن مرز اصلی حوزه آبخیز، در این حوزه تعداد ۲۸ زیرحوزه به روش Strahler (۱۹۶۴) که بر دسته‌بندی سامانه رودخانه‌ها استوار است، مشخص شدند. در مرحله بعد برای به‌دست آوردن میزان گسستگی سیمای زمین در محدوده مطالعاتی، لایه راه حوزه آبخیز سفارود با مقیاس ۱: ۲۵۰۰۰ بروی لایه کاربری زمین با مقیاس ۱: ۵۰۰۰۰ با استفاده از نرم افزار ArcGIS 8.3 روی هم‌گذاری شدند.



شکل شماره (۳): نقشه کاربری اراضی و گسستگی سیمای سرزمین آبخیز سفارود

در جدول شماره (۳) نمایه شدت فعالیت‌های تخریب سیمای سرزمین، آسیب‌پذیری اکولوژیک و عددهای تخریب سیمای سرزمین به تفکیک هر زیرحوزه نشان داده شده است. پس از محاسبه عدد تخریب که در واقع نشان‌دهنده ضریب فروافت واحدهای کاری است، از منطق شلال برای دسته‌بندی واحدهای کاری استفاده شد. این تقسیم‌بندی بر اساس منطق شلال صورت گرفته است

در جدول شماره (۳) نمایه شدت فعالیت‌های تخریب سیمای سرزمین، آسیب‌پذیری اکولوژیک و عددهای تخریب سیمای سرزمین به تفکیک هر زیرحوزه نشان داده شده است. پس از محاسبه عدد تخریب که در واقع نشان‌دهنده ضریب فروافت واحدهای کاری است، از منطق شلال برای دسته‌بندی واحدهای کاری استفاده شد. این تقسیم‌بندی بر اساس منطق شلال صورت گرفته است

جدول شماره (۲): دسته بندی متریک‌های سیمای سرزمین به چهار گروه، برای نشان دادن شدت تخریب حاصل از به کار بردن

متریک‌های اگولوژی سیمای سرزمین

متریک‌های ترکیب‌بندی (composition)				متریک‌های پیکربندی (configuration)				علامت اختصاری	
ED	NumP	MPS	MEDPS	TE	MSI	MPFD	SDI		
$I4 \geq 117 >$ $I3 \geq 82$ $>I2 \geq 56 >$ I1	$I4 \geq 108 >$ $I3 \geq 42$ $>I2 \geq 23$ > I1	$I4 \geq 125 >$ $I3 \geq 28$ $>I2 \geq 18$ > I1	$I4 \geq 7 >$ $I3 \geq 4$ $>I2 \geq 3$ > I1	$I4 \geq 20/6$ $> I3 \geq 9/3$ $>I2 \geq 5/6$ > I1	$I4 \geq 2/0.3$ $> I3 \geq 1/75 >I2$ $\geq 1/64 >$ I1	$I4 \geq 1/20$ $> I3 \geq 1/18 >I2$ $\geq 1/16 >$ I1	$14 \geq 0/95 >$ $I3 \geq 0/49$ $>I2 \geq 0/24$ > I1	دامنه متریک‌ها	
کمیت شدت				کمیت شدت	کمیت شدت	کمیت شدت	کمیت شدت	کمیت شدت	
۶۳ I۲	۷۲ I۳	۴۳ I۳	۷ I۴	۱۹/۹۸ I۳	۱/۷۴ I۲	۱/۱۷ I۲	۱/۱۴ I۴	۱	زیر حوزه‌های محدوده مطالعاتی
۸۳ I۳	۷۳ I۳	۲۲ I۲	۳ I۲	۱۳/۵۵ I۳	۱/۶۴ I۲	۱/۱۷ I۲	۱/۴۲ I۴	۲	
۹۵ I۳	۷۹ I۳	۱۹ I۲	۴ I۳	۱۴/۹۲ I۳	۱/۵۹ I1	۱/۱۷ I۲	۰/۹۸ I۴	۳	
۱۰۰ I۳	۵۶ I۳	۱۶ I1	۲ I1	۹/۴۷ I۳	۱/۶۴ I۲	۱/۱۸ I۳	۰/۹۲ I۳	۴	
۱۰۵ I۳	۹۳ I۳	۱۹ I۲	۳ I۲	۱۹/۱۴ I۳	۱/۷۷ I۳	۱/۱۸ I۳	۰/۸۳ I۳	۵	
۸۶ I۳	۹۵ I۳	۱۹ I۲	۴ I۳	۱۶/۱۸ I۳	۱/۶۲ I1	۱/۱۷ I۲	۰/۸۵ I۳	۶	
۷۱ I۲	۲۰ I1	۳۴ I۳	۴ I۳	۴/۸۹ I1	۱/۷ I۲	۱/۱۷ I۲	۰/۲۲ I1	۷	
۳۰ I1	۳ I1	۲۲۱ I۴	۸ I۴	۱/۹۹ I1	۱/۵۸ I1	۱/۱۴ I1	۰ I1	۸	
۵۵ I1	۲۷ I۲	۳۴ I۳	۴ I۳	۵/۱۴ I1	۱/۶۹ I۲	۱/۱۸ I۳	۰/۶۳ I۳	۹	
۶۲ I۲	۴۱ I۲	۵۳ I۳	۹ I۴	۱۳/۵۷ I۳	۱/۸۱ I۳	۱/۱۸ I۳	۰/۳ I۳	۱۰	
۱۰۳ I۳	۲۳ I۲	۲۲ I۲	۷ I۴	۵/۴۲ I1	۱/۹ I۳	۱/۱۸ I۳	۰ I۳	۱۱	
۵۲ I1	۳۷ I۲	۹۷ I۳	۲ I1	۱۹/۰۳ I۳	۲/۳ I۴	۱/۱۹ I۴	۰ I۴	۱۲	
۸۰ I۲	۲۳ I۲	۲۸ I۳	۸ I۴	۵/۲۶ I1	۱/۹۳ I۳	۱/۱۸ I۳	۰ I۳	۱۳	
۷۸ I۲	۳۲ I۲	۴۴ I۳	۷ I۴	۱۱/۱۶ I۳	۲ I۳	۱/۱۸ I۳	۰ I۳	۱۴	
۳۶ I1	۱۶ I1	۹۵ I۳	۳ ۲	۵/۵۲ I1	۱/۶۸ I۲	۱/۱۷ I۲	۰/۲۲ I1	۱۵	

متریک‌های ترکیب بندی (composition)				متریک‌های پیکربندی (configuration)				علامت اختصاری
ED	NumP	MPS	MEDPS	TE	MSI	MPFD	SDI	
$I4 \geq 117 >$ $I3 \geq 82$ $>I2 \geq 56 >$ I1	$I4 \geq 108 >$ $I3 \geq 42$ $>I2 \geq 23$ > I1	$I4 \geq 125 >$ $I3 \geq 28$ $>I2 \geq 18$ > I1	$I4 \geq 7 >$ $I3 \geq 4$ $>I2 \geq 3$ > I1	$I4 \geq 20/6$ $> I3 \geq 9/3$ $>I2 \geq 5/6$ > I1	$I4 \geq 2/0.3$ $> I3 \geq 1/75 >I2$ $\geq 1/64 >$ I1	$I4 \geq 1/20$ $> I3 \geq 1/18 >I2$ $\geq 1/16 >$ I1	$I4 \geq 0.95 >$ $I3 \geq 0.49$ $>I2 \geq 0.24$ > I1	دامنه متریک‌ها
کمیت شدت	کمیت شدت	کمیت شدت	کمیت شدت	کمیت شدت	کمیت شدت	کمیت شدت	کمیت شدت	
۵۳ I1	۳۱ I2	۵۰ I3	۲ I1	۸/۴۲ I2	۱/۹۹ I3	۱/۲ I1	۰/۴ I2	۱۶
۷۷ I2	۵۷ I3	۲۸ I3	۱ I1	۱۲/۵۹ I3	۱/۹۴ I3	۱/۱۹ I4	۰/۴۵ I2	۱۷
۱۰۲ I3	۴۵ I3	۲۱ I2	۵ I3	۹/۹۷ I3	۱/۸۸ I3	۱/۱۹ I4	۰/۶۸ I3	۱۸
۸۳ I3	۱۷۴ I4	۲۲ I2	۳ I2	۳۱/۸۹ I4	۱/۷ I2	۱/۱۸ I3	۱ I4	۱۹
۱۵۳ I4	۱۸ I1	۷ I1	۱ I1	۲/۰.۸ I1	۱/۷۱ I2	۱/۱۸ I3	۰/۵ I2	۲۰
۱۱۶ I3	۵۶ I3	۱۳ I1	۴ I3	۷/۴۰ I1	۱/۵۴ I1	۱/۱۷ I2	۱ I4	۲۱
۹۶ I3	۵۱ I3	۱۵ I1	۲ I1	۷/۴۷ I2	۱/۵۴ I1	۱/۱۷ I2	۰/۸۹ I3	۲۲
۱۰۴ I3	۷۴ I3	۱۹ I2	۴ I3	۱۵/۱۷ I3	۱/۹ I3	۱/۱۹ I4	۰/۸۴ I3	۲۳
۱۰۹ I3	۷۰ I3	۱۳ I1	۱ I1	۱۰/۷۳ I3	۱/۵۸ I1	۱/۱۷ I2	۰/۶۲ I3	۲۴
۵۶ I2	۱۳ I1	۴۳ I3	۲ I1	۳/۲۲ I1	۲/۳۱ I4	۱/۲۱ I4	۰/۲ I1	۲۵
۵۶ I2	۱۳ I1	۴۳ I3	۲ I1	۳/۲۲ I1	۲/۳۱ I4	۱/۲۱ I4	۱۰/۲ I1	۲۶
۵۵ I1	۲۲ I1	۵۱ I3	۴ I3	۶/۵۳ I2	۱/۸۳ I3	۱/۱۸ I3	۰ I1	۲۷
۸۴ I3	۴۳ I3	۲۴ I2	۵ I3	۹/۰.۵ I2	۱/۷۶ I3	۱/۱۸ I3	۰/۴۸ I2	۲۸

بحث و نتیجه گیری

روش‌ها، ارزیابی تجمعی در سطح سیمای سرزمین صورت نمی‌گیرد. یکی از مزیت‌های استفاده ارزیابی سریع در تعیین میزان تخریب محیط زیست این است که سرعت می‌توان از وضع موجود منطقه اطلاع پیدا کرد. به کمک این الگوی ارزیابی می‌توان به طبقه‌بندی

ارزیابی پیامد فعالیت‌ها بر محیط زیست همواره دچار مشکلاتی مانند کمبود اطلاعات و زمان ناکافی بوده است. برای مقابله با این مشکل، تعدادی روش‌های ارزیابی سریع پیشنهاد شده‌اند (Pastaikia, and Jensen, 1998)، ولی در هیچ‌کدام از این

جدول شماره (۳): شدت فعالیت، آسیب پذیری و عددهای تخریب وضعیت سیمای سرزمین در هر زیرحوزه آبخیز سفارود

شماره زیر حوزه	شدت فعالیت ($\sum ki$)	آسیب پذیری (v)	عدد تخریب $LD = \sum ki/v$
۱	۲۳	۳	۷/۶
۲	۲۱	۳	۷
۳	۲۱	۳	۷
۴	۱۹	۳	۹/۵
۵	۲۱	۳	۷
۶	۲۰	۳	۶/۶
۷	۱۵	۱	۱۵
۸	۱۴	۱	۱۴
۹	۱۸	۲	۹
۱۰	۲۲	۲	۱۱
۱۱	۱۹	۲	۹/۵
۱۲	۱۹	۲	۹/۵
۱۳	۱۸	۲	۹
۱۴	۱۹	۲	۹/۵
۱۵	۱۳	۱	۱۳
۱۶	۱۵	۲	۷/۵
۱۷	۲۱	۳	۷
۱۸	۲۴	۳	۸
۱۹	۲۴	۴	۶
۲۰	۱۶	۱	۱۶
۲۱	۱۸	۳	۶
۲۲	۱۶	۳	۵/۳
۲۳	۲۴	۳	۸
۲۴	۱۷	۳	۵/۶
۲۵	۱۷	۱	۱۷
۲۶	۱۷	۱	۱۷
۲۷	۱۷	۱	۱۷
۲۸	۱۹	۳	۶/۳

جدول شماره (۴): دسته بندی حوزه‌های کاری بر اساس ضریب فروافت واحدهای کاری

در سیمای سرزمین حوزه آبخیز سفارود

طبقه	دامنه تخریب	تناسب توسعه، یا حفاظت
LD1	$۶/۹ > I1$	قابل حفاظت
LD2	$۸/۵ > ۱۲ \geq ۶/۹$	نیازمند بازسازی سیمای سرزمین
LD3	$۱۲/۷۵ > ۱۳ \geq ۸/۵$	قابل توسعه، یا حفاظت
LD4	$۱۴ \geq ۱۲/۷۵$	قابل توسعه

مناسب هستند شناسایی و به برنامه‌ریزی برای هر واحدکاری اقدام کرد، زیرا برنامه ریزی محیط زیستی باید متناسب با فعالیتی باشد که درون هر یک از زیر حوزه‌ها انجام می‌گیرد (Zeilinski, 2002). در الگوی ایرانی تخریب، شدت برای نمایه‌های فعالیت‌های انسانی بر اساس کار میدانی و نظرهای کارشناسان تعیین شده است

زیر حوزه‌ها پرداخت، و با شناخت میزان آسیب‌پذیری و تخریب در هر زیر حوزه تناسب آن را برای توسعه‌های آتی تعیین کرد. با رتبه‌بندی اولیه‌ای که به این طریق بدست می‌آید، می‌توان زیر حوزه‌هایی را که برای شروع پژوهش‌های علمی بازگردانی اکولوژیک

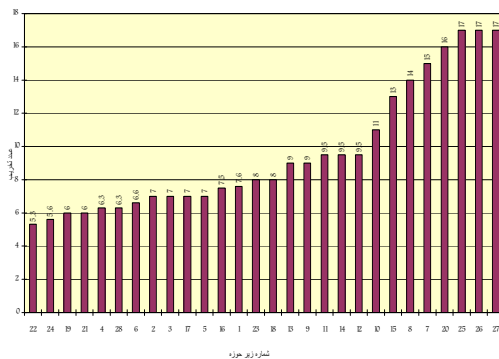
رگرسیون بین عدد تخریب و مشخصه‌هایی از جمله شیب، درجه قرمزی در تصویر ماهواره‌ای، طول جاده و تعداد لکه را نشان می‌دهد. وجود عدد R^2 به نسبت بالا برای جاده و درجه قرمزی در سطح واحدهای کاری نشان‌دهنده آن است که بزرگی عدد تخریب دارای اثر پذیری توأم از جاده و فروافت وضعیت اکوسیستم‌های جنگلی است. یعنی با افزایش طول جاده و کاهش قرمزی روی عکس ماهواره‌ای، ضریب فروافت واحدهای کاری (جنگلی) افزایش پیدا کرده است.

جدول شماره (۵): نتایج حاصل از رگرسیون بین عدد تخریب و مشخصه‌های مختلف در بین ۲۸ واحد کاری در حوزه آبخیز شفارود

مشخصه	درجه قرمزی	شیب	طول جاده	تعداد لکه
رگرسیون با عدد تخریب	$R^2=0.61$	$R^2=0.59$	$R^2=0.61$	$R^2=0.37$

یکی از محدودیت‌های الگوی تخریب سیمای سرزمین در کاربرد، محدودیت مقیاس است. بهترین مقیاس برای مطالعه حوزه آبخیز مطالعه، در سطح سیمای سرزمین است (Tress, Tress Fry and Opdam, 2005; Gontier, 2005). زیرا مطالعات ارزیابی در سطح سیمای سرزمین موجب انسجام کلیه ارزش‌های اکولوژیک، فرهنگی و زیبایی شناسی به طور جمعی می‌شوند. مطالعات در سطح بالاتر (سطح منطقه‌ای) و پایین‌تر (سطح محلی) از این مقیاس باعث نادیده گرفتن بسیاری از مشخصه‌های مطرح در سطح بالا و پایین ارزیابی محیط می‌شوند (Gontier, 2005). مقدار عددی متریک‌های سیمای سرزمین با تغییر مقیاس، تغییر می‌کنند، متریک‌هایی که با تغییر در مقیاس مطالعه تغییر می‌کنند شامل متریک‌های اندازه لکه، تراکم لکه و تنوع سیمای سرزمین هستند. در این میان وسعت مکان مطالعاتی نیز به عنوان عامل اثرگذار در نظر گرفته می‌شود (João, 2002; Gergel and Turner, 2002). در این الگو فعالیت‌های موجود در محدوده مطالعاتی بر مبنای متریک‌های کمی سیمای سرزمین استخراج می‌شوند، ولی در الگوهای تخریب متداول این فعالیت‌ها پس از کار میدانی، که در هر منطقه بر حسب مورد با یکدیگر متفاوت هستند، به دست می‌آیند. به دلیل کمی بودن این روش حداقل نظرهای کارشناسانه، یا شخصی قابل اعمال است و علاوه بر آن می‌توان محاسبات آماری بر یافته‌ها اعمال کرد که در سایر روش‌های ا.پ.ف.م. ممکن نیست. یکی از نقاط قوت الگوی تخریب سیمای سرزمین با رویکرد ارزیابی سریع این است که با داده‌های مکاندار (نقشه) و در

(Azari Dehkordi, 2003; Makhdoum, 2002). در نسخه ایرانی الگو، تراکم فیزیوگرافیک به صورت مشخصه‌ای جدا از سایر فعالیت‌ها ذکر می‌شود. این به دلیل اهمیت تعداد افراد کشاورز درگیر بر روی زمین‌های کشاورزی است، که تراکم فیزیوگرافیک را شاخصی مهم برای ایران معرفی می‌کند (Makhdoum, 2002). در الگوی ارزیابی تخریب سریع، از متریک‌های اکولوژی سیمای سرزمین به طور کامل به عنوان عامل‌های تخریب استفاده شد، زیرا این یگانه روشی است که می‌تواند فروافت تخریب وضعیت اکوسیستم‌های جنگلی را به طور نسبی در سطح حوزه آبخیز با مقیاس سیمای سرزمین تحلیل کند. بر این مبنای سامانه پستوانه تصمیم‌گیری از نظر میزان تخریب سیمای سرزمین به تفکیک واحدهای کاری به دست آمد (شکل شماره ۴). مطابق شکل شماره (۴) حوزه‌های شماره ۲۵، ۲۶ و ۲۷ در حوزه آبخیز شفارود دارای بالاترین میزان تخریب هستند و این زیر حوزه‌ها تناسب بیشتری، جهت توسعه دارا هستند. زیرا در الگوی جدید تخریب برای سیمای سرزمین شمال کشور، توصیه به حفظ وضع موجود و انجام توسعه بر حسب ظرفیت واحدهایی که قبلاً توسعه یافته‌اند قرار داده شده است، تا بتوان از گسترش توسعه شهری، یا روستایی و تخریب هر چه بیشتر جنگل‌ها جلوگیری کرد.



شکل شماره (۴): نمودار سلسه مراتب تخریب در هر زیر حوزه

میان نتایج حاصل از این الگو در محدوده مطالعاتی شفارود با داده‌های دیگر، از جمله میزان شیب در هر واحد کاری، طول راه در هر واحد کاری و تصویرهای ماهواره‌ای موجود، مقایسه‌ای آماری صورت گرفت. بنابراین، بین عددهای تخریب و میزان درجه قرمزی در تصویر ماهواره‌ای (مطابق این فرضیه که هرچه تخریب در منطقه‌ای بالاتر باشد میزان قرمز تیره در تصویر کمتر است، یا به عبارت بهتر اکوسیستم در مرحله اولیه توالی است) رگرسیون گرفته شد (Steven, et al., 2003). جدول شماره (۵) نتایج حاصل از

یادداشت‌ها

- 1-Degradation Model
- 2-Rapid Environmental Impact Assessment
- 3-Degradation Assessment Landscape
- 4-Fragmentation
- 5-Number of Patches
- 6-Mean Patch Size
- 7-Median Patch size
- 8-Total Edge
- 9-Edge Density
- 10-Mean Patch Fractal Dimension
- 11-Shannons Diversity Index
- 12-Mean Shape Index

کمترین زمان می‌توان از میزان تخریب در منطقه‌ای گسترده آگاهی پیدا کرد، و با تعیین سلسله مراتب تخریب بین واحدهای کاری با رهیافت شلال، به برنامه‌ریزی هدفمند و طبقه‌بندی شده بین واحدهای کاری رسید. همچنین به دلیل استفاده از داده‌های مکاندار، می‌توان هر چند سال یکبار وضعیت تخریب محیط و تغییرات آن را نسبت به سالهای اندازه‌گیری شده گذشته بهنگام کرد. این وضعیت برای جبران ضعف‌های عمده ارزیابی پیامدهای محیط زیستی که اصولاً از کمی بودن رنج می‌برند پاسخ بسیار متناسبی می‌تواند باشد.

تشکر و قدردانی

نویسندگان، از داور مقاله که با نظرهای ارزنده خود به تکمیل این مقاله کمک فراوان کردند کمال تشکر را دارند.

منابع مورد استفاده

درامشنادی، س. ، السون، د. و فورمن، ر. ۱۳۸۶. اصول اکولوژی سیمای سرزمین در معماری سیمای سرزمین و برنامه‌ریزی کاربری زمین. ترجمه: فرود آذری دهکردی. تهران: آیلار ۹۶ صفحه.

خزاعی، ن. آذری دهکردی، ف. ۱۳۸۶. بازگردانی جنگل‌های آبخیز شفارود با استفاده از رهیافت اکولوژی سیمای سرزمین. علوم محیطی. ۴، ۳۲-۳۱.

Ahern, J. and L., Andre. 2003. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 59, 65-93.

Azari Dehkordi, F. 2005. Environmental Impact Assessment of Dams in Japan and Iran; A Landscape Ecological Modeling Peerspective. PhD Dissertation. Hiroshima: Hiroshima University 358 pp.

Azari Dehkordi, F., M.F., Makhdoum and N., Nakagoshi. 2003. Sefidrood River sub watershed-dam-estuary and degradation model: A holistic approach in Iran. *Chinese Geographical Science*, 13 (4), 328-333.

Canter, L. W. 1996. Environmental Impact Assessment. New York: Mc Graw- Hill 660pp.

Chenung, W. W. L., T. J., Pitcher and D., Pauly. 2005. Afuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biological Conservation*, 124, 97-111.

Erickson, P. A. 1994. A Practical Guide to Environmental Impact Assessment. San Diego: Academic Press Inc. 266 pp.

Farina, A. 1998. Principles and Methods in Landscape Ecology. Netherlands: Springer 411pp

Farina, A. 1998. Principles and Methods in Landscape Ecology. London: Chapman & Hall 234pp.

Farina, A. 2006. Principle and methods in landscape ecology: Toward a science of landscape 2nd ed. Dordrecht: Springer 412 pp.

Forman, R. T. T. 1995. Land mosaics: The ecology of landscapes and regions. USA: Cambridge University press 632pp.

Gergel, S. E. and M. G., Turner. 2002. Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques. New York: Springer 316pp.

- Gontier, M. 2005. Integrating landscape ecology in environmental impact assessment using GIS and ecological modeling. In *From Landscape Research to Landscape Planning: Aspects of Integration, Education and Application*, eds. B. Tress., G. Tress, G. Fry and P. Opdam. Wageningen: Springer 452 pp.
- João, E. 2002. How scale effects environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Rev.* 22: 289-310.
- Khazaei, N. and F. Azari Dehkordi. 2008. Forest landscape degradation assessment in Dokeh watershed, Iran. *Journal of International Environmental Application & Science.* 3 (2): 91-100
- Leitao, A.B., J. Miller., j. Ahern and K. McGarigal. 2006. *Measuring Landscapes: A Planners Handbook.* Washington D.C: Island Press 250pp.
- McGarigal, K. and B.J., Marks. 1995. *Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure.* USA: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station 122pp.
- Makhdoum, M. F. 2002. Degradation model: A quantitative EIA instrument, Acting as a Decision Support System (DSS) for environmental management. *Environmental Management*, 30, 151-156.
- Ndubisi, F. 2002. *Ecological Planning: A Historical and Comparative Synthesis.* Baltimore: The Johns Hopkins University Press 287 pp.
- Pastikia, C. M. R. and A. Jensen. 1998. The rapid Assessment matrix (RIAM) for EIA. *EIA Review*, 18, 461-482.
- Randolph, J. 2004. *Environmental Land use Planning and Management.* USA: Island press 664pp.
- Rossi, E. and M., Kuitunen. 1996. Ranking of habitats for the assessment of ecological impact in land use planning. *Biological Conservation*, 77, 227-234.
- Shueler, T. 1994. The importance of imperviousness. *Watershed Protection Techniques*, 1 (3), 100-111.
- Steven, M. D., and et al. 2003. Intercalibration of vegetation indices from different sensor systems. *Remote Sensing of Environment*, 88, 412-422.
- Strahler, A.N. 1964. Quantitative geomorphology of drainage basin and channel network, section 4-11. In V.T. Chow (Editor), *Handbook of Applied Hydrology.* McGraw Hill, New York.
- TNC: The Nature Conservancy 1999. *Pathways: Building a local Initiative for Compatible Economic Development.* Arlington, VA: Author. Cited in Randolph, J. 2004
- Tress, B., G., Tress, G., Fry and P., Opdam. 2005. *From Landscape Research to Landscape Planning - Aspects of Integration, Education and Application.* NY: Springer 452pp.
- Turner II. B. L., and et al. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *PNAS.* 100, (14), 8074- 8079.
- Zadeh, L.A. 1975. Fuzzy logic and approximate reasoning. *Synthesis.* 30, 407-428.
- Zadeh, L.A. 1965. Fuzzy sets. *Information and Control.* 8, 338-353.
- Zeilinski, J. 2002. *Watershed vulnerability analysis.* Ellicott City, MD : Center for Watershed Protection.