تجزیه و تحلیل عدم‌قطعیت در پیش‌بینی اثرات اکولوژیک سناریوهای مدیریتی در آبخیز چهل‌چای - حوضه رودخانه گرگان‌رود

محبوبه بای[1*]، امیرسعدالدین[1] و عبدالرسول سلمان ماهینی[2]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۲/۱۴ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۱۰/۲۲)

چکیده

اجرای اقدامات آبخیزداری در حوضه آبخیز بدون درنظر گرفتن تمام ابعاد آن ممکن است منجر به ناپایداری و تشدید شرایط مخرب گردد. لذا توجه به رویکرد مدیریت جامع در سیستم آبخیز ضروری است. یکی از ابعاد مهم در فرایند تصمیم‌گیری و برنامه‌ریزی کمی‌سازی اثرات اکولوژیک فعالیت‌های مدیریتی در قالب اکولوژی سیمای سرزمین می‌باشد. در این راستا، کمی کردن عدم‌قطعیت حائز اهمیت است. مقاله حاضر با هدف معرفی عدم‌قطعیت به بررسی کمی آن در مقادیر شاخص‌های اکولوژیک ساختار سیمای‌سرزمین می‌پردازد و همچنین عدم‌قطعیت موجود در خصوص وزن‌های اعمال شده برای شاخص‌های اکولوژیک مختلف در فرایند محاسباتی تکنیک تصمیم‌گیری چندمعیاره مورد بررسی قرار گرفته است. آبخیز چهل‌چای (مساحت حدود ۲۵۶ کیلومترمربع) واقع در شرق استان گلستان و جنوب شهر مینودشت و یکی از سرشاخه‌های رودخانه گرگان‌رود به‌دلیل تغییرات شدید کاربری اراضی به‌عنوان آبخیز مورد مطالعه انتخاب گردید. نتایج نشان داد که به‌ترتیب بیشترین عدم‌قطعیت در خصوص مقادیر شاخص‌ها، متعلق به شاخص تراکم حاشیه و کمترین عدم‌قطعیت متعلق به شاخص نسبت جوامع درختی حاشیه رودخانه می‌باشد. از طرفی در بررسی عدم‌قطعیت ناشی از وزن‌دهی در تکنیک تصمیم‌گیری چند معیاره، شاخص تراکم حاشیه با عدم‌قطعیت کمتر و شاخص وزنی مساحت پوشش‌گیاهی نسبت به سایر شاخص‌ها مقدار عدم‌قطعیت بیشتری را به خود اختصاص دادند. در فرآیند برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری، لازم است عدم‌قطعیت‌های موجود شناسایی و کمی شوند تا استنتاج دقیق‌تر و کاربردی‌تر از یافته‌های تحقیق امکان‌پذیر گردد.

واژه‌های کلیدی: عدم‌قطعیت، ساختار سیمای سرزمین، شاخص اکولوژیک، تصمیم‌گیری چندمعیاره، آبخیز چهل‌چای

۱. گروه آبخیزداری دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
۲. گروه محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: b.mahbube@gmail.com

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-29]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1393.3.10.7.1]

مقدمه

اقدامات آبخیزداری از جمله اقدامات مدیریتی در حوضه می‌باشند که در صورت عدم توجه به کل حوضه و درنظر نگرفتن حوضه به‌صورت یک سیستم واحد، نه تنها باعث ارتقاء شرایط حوضه نگردیده بلکه ممکن است خود به یکی از عوامل ناپایداری و تشدید شرایط مخرب حوضه تبدیل شود (۶). از اینرو، برای رفع این مشکل، رویکرد مدیریت جامع و سناریو محور پیشنهاد می‌گردد. زمانی می‌توان به مدیریت آبخیز، رویکردی جامع گفت که زمینه بررسی تمام اجزای سیستم تحت بررسی فراهم گردد. در واقع وجه تمایز رویکرد مدیریت جامع با سایر رویکردها، مورد توجه قرار دادن ارتباط بین فعالیت‌ها و اقدامات مدیریتی و اثرات مختلف آنها و تأثیر آنها بر پایداری منابع طبیعی می‌باشد (۱۶). یکی از ابعاد آبخیز که تحت تأثیر مدیریت قرار می‌گیرد، بعد اکولوژیکی آن است. در سال‌های اخیر، بُعد نسبتاً جدیدی از اکولوژی سیمای سرزمین به مدیریت جامع آبخیز اضافه شده است که نشان‌دهنده اهمیت روزافزون مطالعات اکولوژی آبخیز در قالب اکولوژی سیمای سرزمین جهت برنامه‌ریزی کاربری و مدیریت منابع طبیعی است (۸). توانایی کمی‌کردن تغییرات سیمای سرزمین پیش‌شرط مطالعه عملکرد و تغییرات حاصل از فعالیت‌ها به‌شمار می‌رود (۲۱). هر چه جامعه به‌طرف ایجاد محیط زیست پایدار حرکت نماید، اصول کمی‌سازی و تفسیر سیمای سرزمین محوریت بیشتری در مدیریت اراضی پیدا می‌کند (۱). در همین راستا یکی از مشکلات مربوط به تجزیه و تحلیل در مطالعات اکولوژی، وجود عدم‌قطعییت در مقادیر کمی شده می‌باشد.

آگاهی از عدم‌قطعیت تأثیر بسزایی در تصمیم‌گیری دارد (۲۳) بنابراین بررسی عدم‌قطعیت‌ها و نتایج احتمالی آنها در یک مطالعه ضروری به‌نظر می‌آید. عدم‌قطعیت به معنی شک و گمان مربوط به نقص دانش در مورد فاکتورها، پارامترها یا مدل و همچنین به‌معنی تردید در اعتبار نتایج می‌باشد (۱۲ و ۲۸). در فرآیند برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری، در ابتدا لازم است عدم‌قطعیت‌ها شناسایی شده، پیامدها و همچنین احتمال رخداد آنها تعیین و اندازه‌گیری شود. اکولوژیست‌ها تمایل به پیش‌بینی توزیع نتایج احتمالی دارند تا از اینکه در تصمیمات مدیریتی از لحاظ شدن عدم‌قطعیت اطمینان حاصل نمایند (۱۸). به‌طور کلی عدم‌قطعیت به دو دسته اصلی تقسیم می‌شوند: الف) تغییرپذیری ذاتی که به اتفاقی بودن فرایندهای طبیعی اشاره دارد (۱۹) و ناشی از تفاوت مقادیر یک کمیت در بین اعضای جمعیت بوده (۱۵) و نشان‌دهنده تغییرپذیری، تنوع و ناهمگنی در خصوصیات جامعه می‌باشد (۱۱ و ۱۳) و این نوع عدم‌قطعیت اساساً در طول مطالعه و اندازه‌گیری‌های بعدی کاهش نمی‌یابد (۱۳). ب) عدم‌قطعیت دانش ناشی از جهل یا نقص اطلاعات در مورد پدیده یا در مورد مدل‌ها است (۱۵ و ۱۹). تغییرپذیری و عدم‌قطعیت با روش‌های احتمالاتی همانند مونته‌کارلو ، بوت‌استرپ و روش مبتنی بر احتمال قابل کمی کردن هستند (۱۲، ۱۳، ۱۴، ۳۳ و ۳۴). گاهی این دو دسته عدم‌قطعیت با هم وجود دارند که باعث پیچیده‌تر شدن تجزیه و تحلیل عدم‌قطعیت می‌شوند (۱۱).

عدم‌قطعیت به‌علت نقص دانش، در سه بخش پارامترها، مدل و سناریوها مورد بررسی قرار می‌گیرد. الف) عدم‌قطعیت در پارامترها شامل: خطاها در اندازه‌گیری، نمونه‌گیری و خطای منظم است. ب) عدم‌قطعیت در بخش مدل، ناشی از ساده‌سازی مدل از فرایند دنیای واقعی است که در ساختار مدل، استفاده نادرست از مدل و استفاده از متغیرهای نامناسب در مدل نمایان می‌گردد. ج) عدم‌قطعیت در سناریوها نیز به خطای توصیفی، خطای تجمعی، خطا در قضاوت‌های کارشناسان و خطا در تجزیه و تحلیل ناتمام بر می‌گردد (۱۲).

رایج‌ترین روش بررسی و استانداردترین روش جهت کمی‌کردن و معرفی عدم‌قطعیت روش مونته‌کارلو است (۳۰، ۳۲ و ۲۵). در صورتی که داده‌ها از توزیع نرمال برخوردار نبوده و تعداد داده‌ها کم باشد، می‌توان از روش بوت‌استرپ (Bootstrap) به‌جای مونته‌کارلو استفاده کرد (۱۲). روش بوت‌استرپ اولین بار توسط افرون در سال ۱۹۷۹ با هدف

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-29]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1393.3.10.7.1]

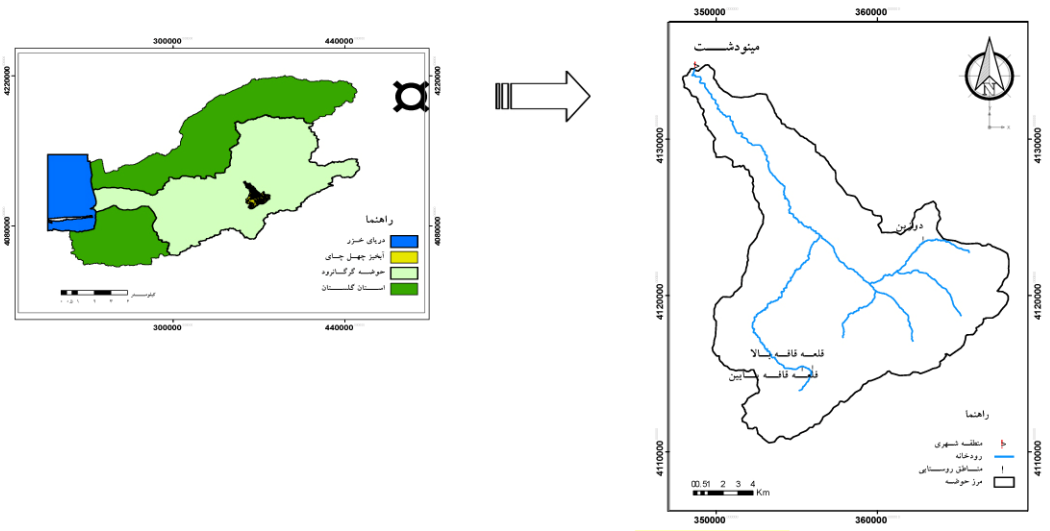
تخمین حدود اطمینان برای یک آماره با استفاده از روش‌های آماری مورد استفاده قرار گرفت (۱۴، ۱۵). با به‌کار بردن این روش ضمن ایجاد نمونه‌های فراوان، شرایط نمونه به شرایط جامعه نزدیک می‌شود و با درنظر گرفتن تمامی حالات تشکیل نمونه، می‌توان از صحت برآورد حدود اطمینان اطلاع حاصل کرد (۱۰) بدین ترتیب، این روش بسیار شبیه به‌روش‌های مونته کارلو می‌باشد به‌طوری که به‌جای فرایند تولید داده از اطلاعات حاصل از نمونه‌گیری استفاده می‌شود که با نمونه‌گیری از جامعه، آنها را به‌عنوان مقادیر حقیقی برآورد می‌نماید. نمونه‌ها به‌جای بیرون کشیدن از یک توزیع مشخص (نرمال) که حاصل تولید اعداد تصادفی است، با جایگزینی استخراج می‌شوند، لذا تابع توزیع تجربی به‌عنوان تابع توزیع واقعی درنظر گرفته می‌شود (۱۷ و ۲۰).

بزرگترین مزیت روش بوت‌استرپ این است که نسبت به‌روش‌های سنتی به فرضیات کمتری نیاز دارد. به‌عنوان مثال لازم نیست تعداد داده‌ها زیاد باشد یا داده‌ها توزیع نرمال داشته باشند، بدین‌ترتیب درک بهتری از آماره مورد بررسی ممکن می‌گردد (۱۷). انواع روش‌های بوت‌استرپ شامل بوت‌استرپ نوع تی و بوت‌استرپ نوع پی می‌باشد. در نوع اول، روش آماری مورد استفاده بر مبنای تی‌استیودنت می‌باشد. این در حالی است که در بوت‌استرپ نوع پی براساس نمونه‌گیری تکراری از داده‌های مشاهداتی برای ایجاد توزیع آماری بنا نهاده شده است. بوت‌استرپ نوع تی نسبت به نوع پی دامنه بزرگتری از توزیع را به ویژه در نمونه‌گیری‌های کوچک به‌خود اختصاص می‌دهد اما نسبتاً پیچیده‌تر است چرا که به اطلاعات اولیه برای محاسبه خطای استاندارد نیاز دارد. کاربرد بوت‌استرپ نوع پی آسانتر است، به پیش‌فرض‌های کمتری نیاز دارد و به ارزیابی خطای استاندارد در هر آماره نیاز ندارد (۱۴) و از طرفی این روش با توزیع تجربی (یا توزیع مناسب) نمونه مرتبط است (۱۹). فری و بورمستر در مطالعه‌ای دو مبحث تغییرپذیری و عدم‌قطعیت را برای سه نوع داده با روش بوت‌استرپ مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که در مجموعه‌ای از داده‌های مورد ارزیابی، عدم‌قطعیت براساس خطای نمونه‌گیری تصادفی وجود دارد(۱۴). پندی و همکاران از شبیه‌سازی بوت‌استرپ، عدم‌قطعیت مربوط به برآورد سرعت آستانه باد در آمریکا را برآورد کردند. نتایج نشان داد کمی‌نمودن عدم‌قطعیت جهت انتخاب آستانه مناسب و تعیین سرعت باد ضروری است و روش بوت‌استرپ ابزار موثری برای رسیدن به این هدف می‌باشد(۲۴).

رفس‌گارد و همکاران در تحقیقی ضمن معرفی عدم‌قطعیت، ارتباط آن با مدیریت منابع آب و نقش عدم‌قطعیت در مراحل مختلف فرایند مدلسازی را مورد بررسی قرار دادند. آنها از ۱۴ روش برای تجزیه و تحلیل عدم‌قطعیت استفاده نمودند. نتایج تحقیق آنها نشان داد ارزیابی عدم‌قطعیت فقط موضوعی نیست که بعد از مدلسازی درنظر گرفته شود بلکه باید به‌طور مشترک طراحان، مدیران آب و سهامداران، منابع عدم‌قطعیت را در تمام طول مطالعه مورد توجه و بررسی قرار دهند (۲۷). دربرا و همکاران در مطالعه‌ای از روش‌های تئوری احتمالاتی، فازی منطقی و هیبرید (ترکیب احتمالاتی و فازی منطقی) برای اندازه‌گیری عدم‌قطعیت در ارزیابی خطر محیط زیست استفاده نمودند (۹). در این تحقیق روش هیبرید را به‌عنوان بهترین روش برای بررسی عدم قطعیت معرفی نمودند. مصدقی و همکاران عدم‌قطعیت بالقوه در روش‌های تصمیم‌گیری مدیریت محیط زیست را بررسی کردند و نیز بر روش‌های استخراج و تجزیه و تحلیل عدم‌قطعیت در چارچوب تصمیم‌گیری چند معیاره یا MCDM (Mualti-Criteria Decision Making) برای نشان دادن برخی از ابهامات در این زمینه مروری انجام دادند. سپس در ۱۶ مطالعه موردی در استرالیا تعیین عدم‌قطعیت را به‌صورت عملی نشان دادند. نتایج ثابت کرد که استفاده مناسب از تکنیک MCDM عدم‌قطعیت مرتبط با اولویت تصمیم گیران و ناشی از تکنیک‌های مختلف را نشان می‌دهد (۲۲). کی و آلتینکار در شمال می‌سی‌سی‌پی، مطالعه‌ای با در

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-29]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1393.3.10.7.1]



شکل ۱. موقعیت آبخیز چهل‌چای مینودشت در استان گلستان

نظرگرفتن عدم‌قطعیت در راستای مدیریت یکپارچه با بهینه‌سازی چند هدفه کاربری اراضی انجام دادند. سناریوهای کاربری اراضی بر اساس شبیه‌سازی مدل AnnAGNPS و مدل شبکه کانال CCHE1D تعیین شد. نتایج نشان داد که این رویکرد اجازه توسعه یک سیستم پیچیده در تعیین عکس‌العمل بین اهداف مدیریتی و عوامل محیطی تحت عدم قطعیت را می‌دهد (۲۶).

با بررسی‌های صورت گرفته درنظر گرفتن عدم‌قطعیت در مطالعات مورد بررسی حائز اهمیت است. از این رو هدف این مقاله معرفی عدم‌قطعیت و بررسی آن در مقادیر شاخص‌های کمی اکولوژی سیمای سرزمین و نیز در مقادیر وزن‌دهی تکنیک تصمیم‌گیری چند معیاره، آبخیز چهل‌چای می‌باشد. تغییرات شدید کاربری اراضی (۵)، نزدیکی به شهر مینودشت و بالادست قرار گرفتن حوضه مورد مطالعه نسبت به سد مخزنی نرماب باعث شد تا آبخیز چهل‌چای به‌عنوان آبخیز مورد مطالعه انتخاب گردد. شناسایی عدم‌قطعیت در فرآیند برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری تأثیر بسزایی خواهند داشت.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

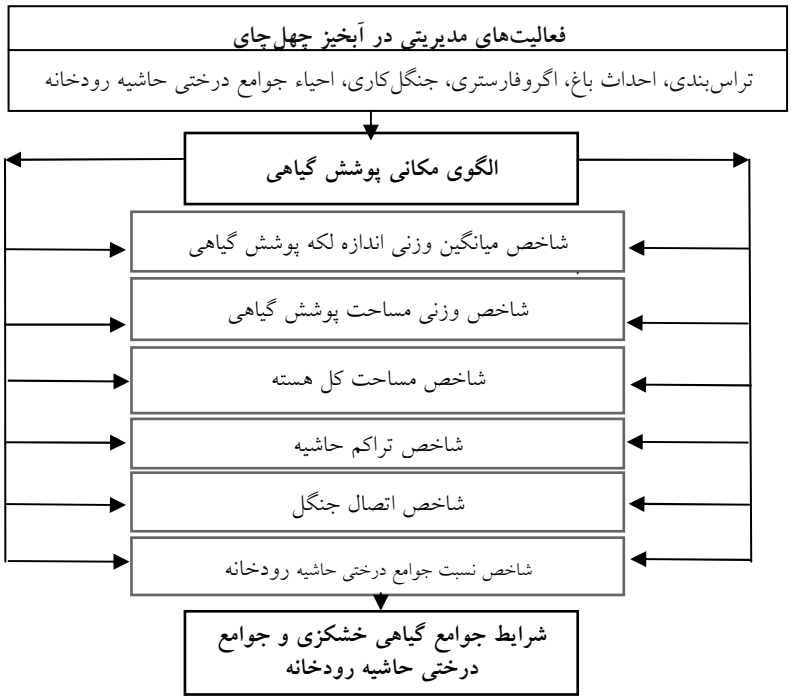
آبخیز چهل‌چای از زیر حوضه‌های رودخانه گرگانرود، در شرق استان گلستان، بین ´۵۹ °۳۶ تا ´۱۳ °۳۷ عرض شمالی و ´۲۲ °۵۵ تا ´۳۸ °۵۵ طول شرقی واقع شده است. وسعت حوضه آبخیز چهل‌چای حدود ۲۵۶ کیلومترمربع می‌باشد (شکل ۱). یکی از مشکلات عمده در آبخیز چهل‌چای را تغییر کاربری اراضی (تبدیل اراضی جنگلی به اراضی زراعی می‌توان نام برد (۵)، که بر معیشت ساکنین آبخیز و نیز بر مسائل اجتماعی این حوضه بسیار تأثیرگذار بوده است.

روش تحقیق

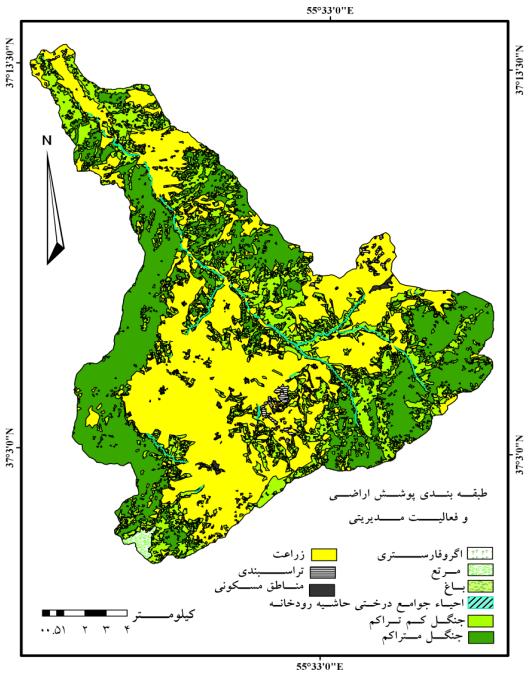
مدل مفهومی اثرات اجرای سناریوهای مدیریتی آبخیز چهل‌چای در شکل ۲ ارائه شده است. پس از تهیه نقشه کاربری فعلی اراضی (شکل ۳) با استفاده از تصویر IRS سنجنده LissIII (۲۰۰۶)، فعالیت‌های مناسب مدیریتی انتخاب شدند. توزیع مساحت انواع پوشش اراضی و فعالیت مدیریتی در جدول ۱ ارائه شده است. این فعالیت‌ها بر اساس اقدامات اجرا شده در منطقه، نتایج به دست آمده در ارزیابی پذیرش مردمی سناریوهای مدیریت اکولوژیک در آبخیز چهل‌چای و نیز بر اساس توصیه‌های منابع علمی و نظر کارشناسان بخش اجرا و دانشگاه انتخاب گردیدند که عبارت از: تراس‌بندی، احداث باغ، اگروفارستری، جنگل‌کاری و احیاء جوامع گیاهی حاشیه رودخانه. همچنین، قواعد اجرای هر فعالیت نیز با توجه به منابع

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-29]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1393.3.10.7.1]



شکل ۲. بخش اکولوژیک چهار چوب مدل مفهومی مدیریت پوشش آبخیز چهل‌چای



شکل۳. نقشه پوشش اراضی و فعالیت‌های مدیریت پوشش گیاهی آبخیز چهل چای در سناریو۱ (شرایط فعلی)

علمی، شناخت و بازدید از منطقه و نظرخواهی از کارشناسان بخش اجرا و بخش دانشگاهی تعیین شد بر اساس قواعد مذکور، سناریوهای مدیریتی تدوین شد (برای کسب اطلاعات بیشتر رجوع شود به ۳). به منظور انتخاب شاخص‌های اکولوژی سیمای‌سرزمین با توجه به اهمیت ارزیابی سیمای‌سرزمین در حفاظت تنوع‌زیستی و توسعه پایدار (۲۳) و مفهوم گسترده و

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-29]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1393.3.10.7.1]

جدول ۱.توزیع مساحت انواع پوشش‌اراضی و فعالیت‌های مدیریتی در آبخیز چهل‌چای در سناریوی ۱ (شرایط فعلی)

ردیف	نوع پوشش	مساحت (هکتار)	مساحت نسبی (درصد)
۱	اگروفارستری	۱۴/۴	۰/۰۵۶
۲	مرتع	۱۱۶/۵	۰/۴۵
۳	باغ	۲۱/۶	۰/۰۸
۴	احیاء جوامع گیاهی حاشیه رودخانه	۱۵۸/۳	۰/۶۲
۵	جنگل کم‌تراکم	۶۹۹۷/۵	۲۷/۳۲
۶	جنگل متراکم	۸۰۲۸/۷	۳۱/۳۴
۷	زراعت	۱۰۱۱۱/۰	۳۹/۴۷
۸	تراسبندی	۱۶۴/۴	۰/۶۴
	جمع	۲۵۶۱۲/۳۹	۱۰۰

چندبعدی تنوع زیستی، از شاخص‌های اکولوژیکی سیمای‌سرزمین به‌عنوان جایگزین و نماینده قابل قبولی از وضعیت تنوع زیستی سیمای سرزمین استفاده گردید (۲۹). شاخص‌های مربوط به وضعیت سیمای‌سرزمین در دو گروه جوامع گیاهی خشکزی و جوامع درختی حاشیه رودخانه به‌کار رفته در مطالعه اخیر در جدول ۲ ارائه شده است (برای کسب اطلاعات بیشتر رجوع شود به ۳). لازم به ذکر است نحوه محاسبه شاخص‌ها در مقالات قبلی مرتبط با تحقیق (۳ و ۴) ارائه شده است و به‌منظور جلوگیری از تکرار و نیز به علت محدودیت حجم از ذکر مجدد اجتناب شده است. در شاخص‌های جدول ۲، α_m: مقادیر وزنی برای هر نوع پوشش زمین m (به‌منظور کسب اطلاعات بیشتر به ۴ مراجعه شود)، n_m : تعداد لکه‌های مربوط به هر نوع پوشش زمین، $a_{k,m}$: اندازه هر لکه ($K=1,\dots n_m$))، $e_{pf,\ pf}$: تعداد حاشیه بین دو پیکسل جنگل، $e_{pf,pn}$: تعداد حاشیه بین پیکسل‌های بدون جنگل و پیکسل‌های جنگل، r_m: تعداد شبکه‌های سلولی با پوشش زمین m در امتداد مسیر آبراهه، r_7 : تعداد شبکه‌های سلولی با جنگل جوامع درختی حاشیه رودخانه‌ای در امتداد مسیر آبراهه، e_{ik}: طول هریک از لکه‌ها، A : مجموع مساحت کل سیمای سرزمین (m^2) و عدد ۱۰۰۰۰ جهت تبدیل مترمربع به هکتار، $a^c_{k,m}$: مساحت لکه‌ها (مترمربع) متأثر از عمق حاشیه ویژه (متر)، m: انواع لکه (پوشش‌گیاهی) می‌باشد (۲۱ و ۲۸). به‌منظور کسب اطلاعات بیشتر از نحوه محاسبه شاخص‌های فوق رجوع به مقالات منتشر شده (۳ و ۴) و پایان‌نامه انجام شده در این زمینه (۲) توصیه می‌گردد.

در تکنیک تصمیم‌گیری چندمعیاره به‌طور کلی دو نوع عدم‌قطعیت وجود دارد که شامل عدم‌قطعیت در مجموعه داده‌های سامانه اطلاعات جغرافیایی و دیگری عدم‌قطعیت در قضاوت می‌باشند (۷). برای نتایج حاصل از مقادیر شاخص‌ها (قبل از استانداردسازی) عدم‌قطعیت به‌روش بوت‌استرپ بررسی شد. جهت نمایش نتایج بوت‌استرپ برای هر شاخص از تابع توزیع احتمالاتی ضریب تغییرات استفاده گردید (۳۴). هم‌چنین عدم‌قطعیت در مقادیر وزن‌های اختصاص داده شده نیز با روش بوت‌استرپ تجزیه و تحلیل شد.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-29]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1393.3.10.7.1]

جدول ۲. برگزیده شاخص‌های ساختار اکولوژیک سیمای‌سرزمین مربوط به جوامع گیاهی خشکزی و جوامع گیاهی حاشیه رودخانه در آبخیز چهل‌چای (۲)

ردیف	نوع شاخص	نام شاخص		رابطه شاخص
۱		میانگین وزنی اندازه لکه پوشش‌گیاهی	Weighted Mean Patch Size	$WMPSI = \sum_{m=1}^{7} \frac{\alpha_m}{n_m} \sum_{k=1}^{n_m} \alpha_{k,m}$
۲		مساحت پوشش‌گیاهی به‌صورت وزنی	Weighted Land Cover Area	$WLCAI = \sum_{m=1}^{7} \alpha_m \sum_{k=1}^{n_m} \alpha_{k,m}$
۳	جوامع گیاهی خشکزی	تراکم حاشیه	Edge Density	$ED = \frac{\sum_{i=1}^{m} e_{ik}}{A} * 10000$
۴		مساحت کل هسته	Total Core Area	$TCA = \sum_{m=1}^{7} \sum_{k=1}^{n_m} a_{k,m}^{c} \times \frac{1}{10000}$
۵		اتصال جنگل	Forest Connectivity	$FCI = \frac{e_{p_f p_f}}{e_{p_f pn} + e_{p_f p_f}}$
۶	جوامع گیاهی حاشیه رودخانه	نسبت جوامع درختی حاشیه رودخانه	Riparian Proportion	$RPI = \frac{r_7}{\sum_{m=2}^{7} r_m}$

نتایج

همان‌طور که در بخش روش تحقیق بیان شد، به‌منظور بررسی عدم‌قطعیت مقادیر شاخص‌های اکولوژیک و وزن‌ها از روش بوت‌استرپ استفاده شد. بر این اساس اعداد تصادفی برای هر یک از شاخص‌ها استخراج گردید که در شکل ۴ ارائه شده است. بیشترین و کمترین مقدار عدم‌قطعیت مربوط به شاخص تراکم حاشیه (شکل ۴–ج) و شاخص نسبت جوامع درختی حاشیه رودخانه (شکل ۴–و) است. هم‌چنین، با محاسبه آماره انحراف معیار این موضوع تأیید می‌گردد. مقادیر پارامترهای آماری مربوط به توزیع حاصل از ضریب تغییرات برای هر یک از شاخص‌ها در جدول ۳ ارائه شده است.

با توجه به این که یکی از مراحل انجام این مطالعه، وزن‌دهی به شاخص‌ها بر اساس نظر کارشناسان می‌باشد، بررسی عدم‌قطعیت این مقادیر نیز ضرورت دارد. به‌روش بوت‌استرپ منحنی توزیع عدم‌قطعیت هر یک از شاخص‌ها ترسیم شد که در شکل ۵ ارائه شده است. دامنه توزیع عدم‌قطعیت در شاخص تراکم حاشیه (شکل ۵–ج) در مقایسه با سایر شاخص‌ها کمتر و شاخص وزنی مساحت پوشش گیاهی (شکل ۵–ب) بیشترین عدم‌قطعیت را دارد.

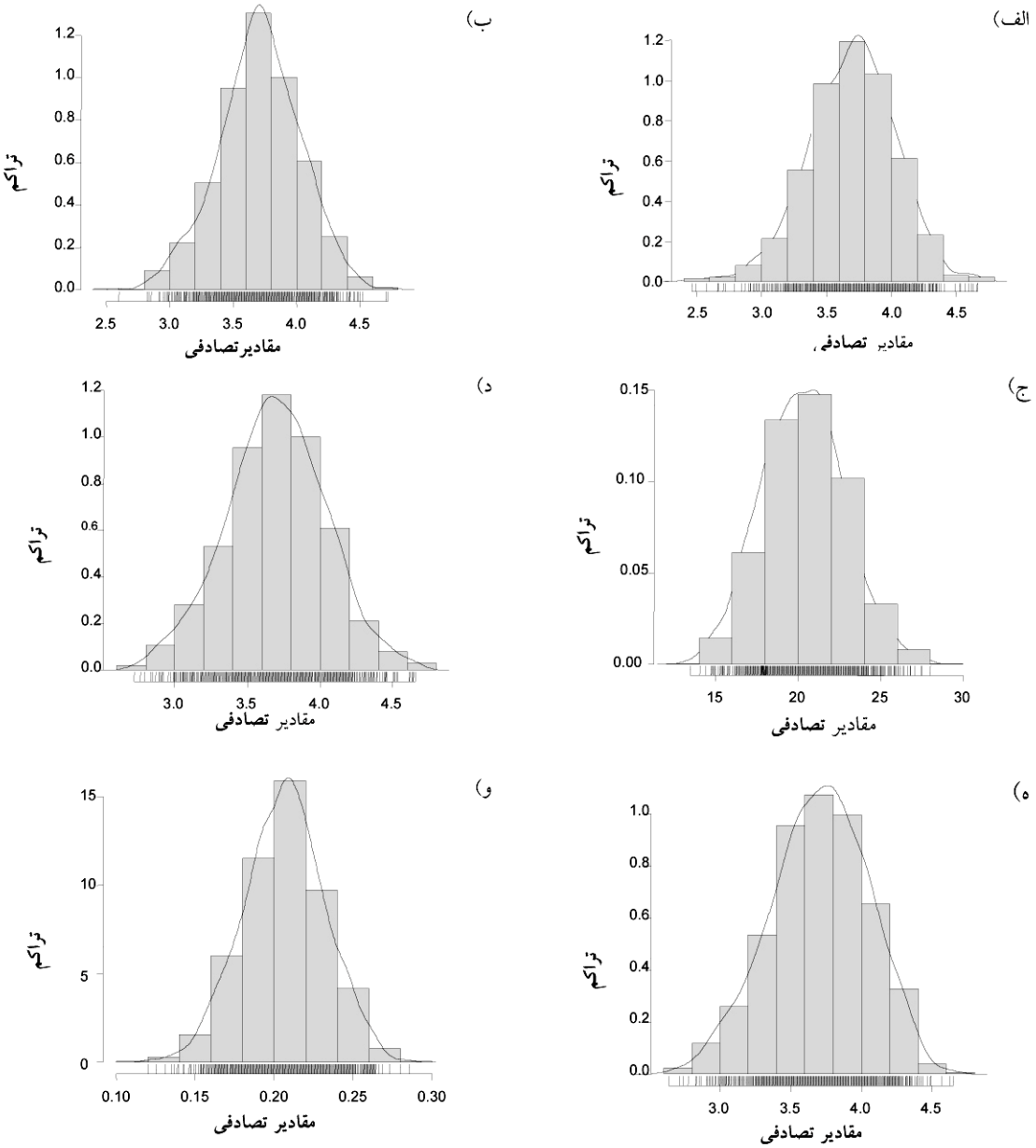
علاوه بر رسم منحنی توزیع عدم‌قطعیت در هر شاخص، مقادیر آماره‌های هر توزیع به‌همراه آزمون تفاوت مقادیر آنها نیز محاسبه شده است که نتایج محاسبات در جدول ۴ ارائه شده است. بدین ترتیب شاخص میانگین وزنی پوشش گیاهی بیشترین عدم‌قطعیت و شاخص تراکم حاشیه کمترین عدم‌قطعیت را به‌خود اختصاص می‌دهند.

بحث

رویکرد مدیریت جامع آبخیز تنها زمانی محقق می‌گردد که به تمام ابعاد موجود در آبخیز در کنار هم توجه شود. از بین ابعاد اقتصادی، اجتماعی، فیزیکی، بعد اکولوژی آبخیز در قالب اکولوژی سیمای سرزمین در برنامه‌ریزی کاربری و مدیریت

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-29]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1393.3.10.7.1]



شکل ۴. توزیع ضریب تغییرات عدم‌قطعیت به روش بوت‌استرپ برای شاخص‌های اکولوژیک آبخیز چهل‌چای الف) شاخص میانگین وزنی اندازه لکه پوشش گیاهی، ب) شاخص وزنی مساحت پوشش‌گیاهی، ج) شاخص تراکم حاشیه، د) شاخص مساحت کل هسته، ه) شاخص اتصال جنگل و و) شاخص نسبت جوامع گیاهی حاشیه رودخانه

منابع محیطی اهمیت دارد. هر چقدر جامعه به‌طرف ایجاد محیط زیست پایدار حرکت نماید، اصول کمی‌سازی و تفسیر سیمای سرزمین محوریت بیشتری در مدیریت اراضی پیدا می‌کند (۱). در همین راستا یکی از مشکلات تجزیه و تحلیل در مطالعات اکولوژی، وجود عدم‌قطعیت در مقادیر کمی شده می‌باشد. از آنجایی که هر قدر مقدار انحراف معیار و یا دامنهٔ توزیع داده‌ها کمتر باشد، عدم‌قطعیت داده‌های مورد بررسی کمتر است. در این صورت قابلیت اطمینان به نتایج حاصل افزایش می‌یابد. همان‌طور که در بخش نتایج ارائه شد، به ترتیب بیشترین عدم‌قطعیت از نظر مقادیر کمی شده شاخص‌ها، مربوط به

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-29]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1393.3.10.7.1]

جدول ۳. آماره‌های مربوط به توزیع ضریب تغییرات در شاخص‌های اکولوژیک سیمای سرزمین برای آبخیز چهل‌چای با روش بوت‌استرپ

ردیف	شاخص	آماره						
		میانگین	واریانس	انحراف معیار	کشیدگی	چولگی	حدود اطمینان (٪۹۷/۵)	حدود اطمینان (٪۲/۵)
۱	شاخص میانگین وزنی اندازه لکه‌پوشش گیاهی	۳/۶۹	۰/۱۱	۰/۳۳	۳/۲۹	−۰/۲۱	۴/۳۳	۳/۰۰
۲	شاخص وزنی مساحت پوشش‌گیاهی	۳/۷۰	۰/۱۰	۰/۳۲	۳/۰۴	−۰/۱۲	۴/۳۱	۳/۰۵
۳	شاخص تراکم حاشیه	۲۰/۵۸	۶/۱۹	۲/۴۸	۲/۸۲	۰/۰۸۷	۲۵/۵۴	۱۵/۷۱
۴	شاخص مساحت کل هسته	۳/۶۹	۰/۱۱۷	۰/۳۳	۲/۹۳	−۰/۰۴۵	۴/۳۷	۳
۵	شاخص اتصال جنگل	۳/۷	۰/۱۱۹	۰/۳۴	۲/۷۵	−۰/۲۰	۴/۳۲	۲/۹۹
۶	شاخص نسبت جوامع گیاهی حاشیه رودخانه	۳/۷	۰/۱۱۹	۰/۲	۲/۷۵	−۰/۲۰	۴/۳۲	۲/۹۹

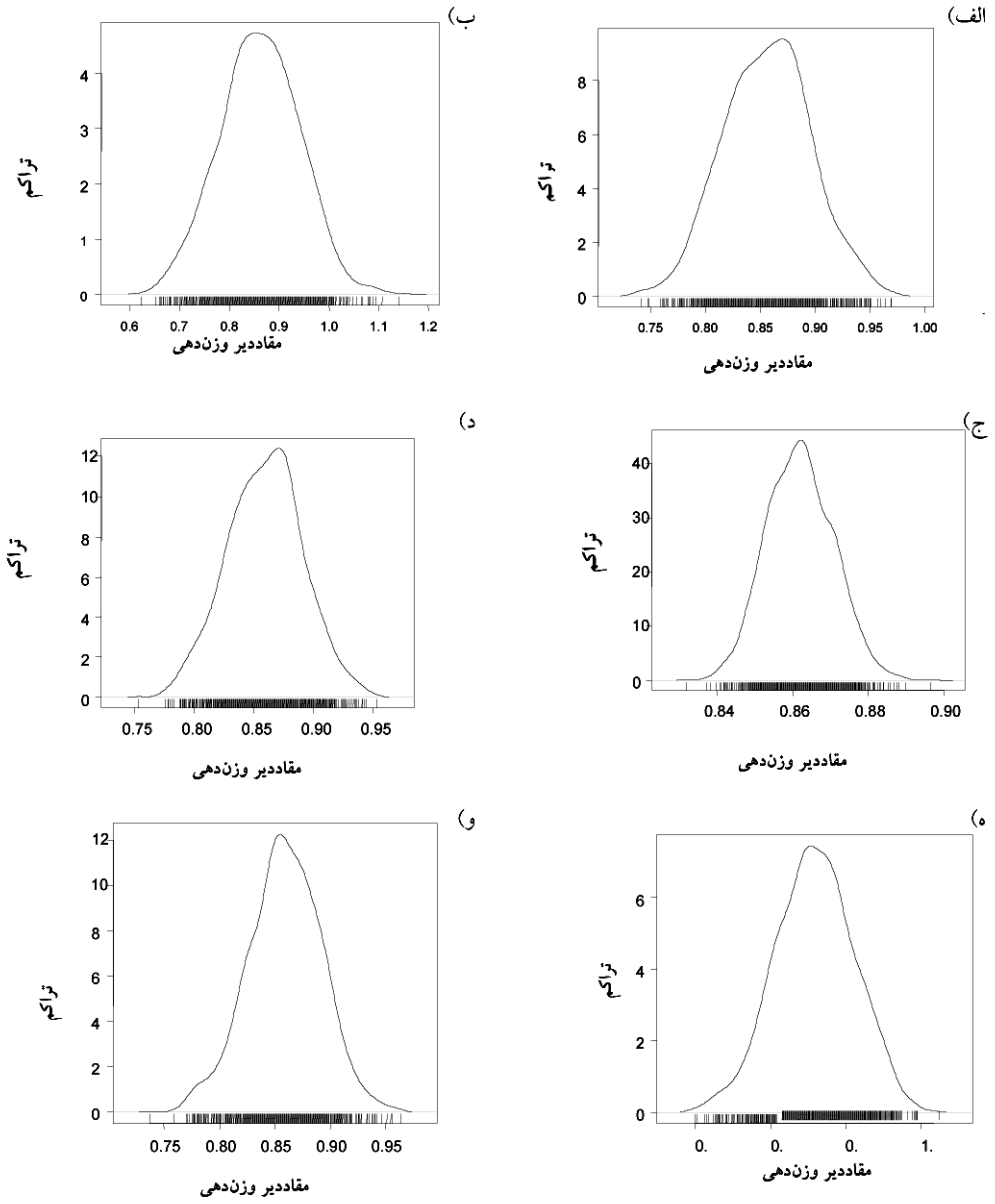
جدول ۴. آماره‌های مربوط به مقادیر وزن‌دهی شاخص‌های اکولوژیک برای تکنیک تصمیم‌گیری چند معیاره با روش بوت‌استرپ

ردیف	شاخص	آماره					
		میانگین	واریانس	انحراف معیار	چولگی	کشیدگی	ضریب تغییرات
۱	شاخص میانگین وزنی اندازه لکه‌پوشش گیاهی	۰/۸۵	۰/۰۰۱۵	۰/۰۳۹	۰−/۰۰۰۶	۲/۸۲	۰/۰۴
۲	شاخص وزنی مساحت پوشش‌گیاهی	۰/۸۶	۰/۰۰۶	۰/۰۸	۰/۰۳۲	۲/۹۲	۰/۰۹۳
۳	شاخص تراکم حاشیه	۰/۸۶	−۰۵e۷/۹	۰/۰۰۸۹	۰/۱۴۲	۳/۰۱	۰۰/۰۱
۴	شاخص مساحت کل هسته	۰/۸۵	۰/۰۰۰۹	۰/۰۳۱	−۰/۰۴۳	۲/۸۵	۰/۰۳۶
۵	شاخص اتصال جنگل	۰/۸۵	۰/۰۰۲	۰/۰۵۲	−۰/۰۹۱	۲/۸۵	۰/۰۶
۶	شاخص نسبت جوامع گیاهی حاشیه رودخانه	۰/۸۵	۰/۰۰۱	۰/۰۳۳	−۰/۱۲	۳/۱۳	۰/۰۳
	Chi square	−۰۴e۱	۰/۰۰۴۵	۰/۰۳۶۷	۰/۱۹۹۴	۰/۰۱۲	۰/۰۴۳
	P-Value	۱	۱	۱	۰/۹۹۹۱	۱	۰/۹۹۹۸

شاخص تراکم حاشیه است. دلیل آن را افزایش طول محیط در لکه ناشی از افزایش تعداد لکه و همچنین به لحاظ متفاوت بودن اشکال لکه‌ها در سناریوها می‌توان بیان کرد. از سوی دیگر کمترین عدم‌قطعیت در شاخص نسبت جوامع درختی حاشیه رودخانه مشاهده می‌گردد که علت آن مساحت کم فعالیت مذکور در سناریوهایی که این فعالیت در آنها وجود دارد، می‌باشد. برعکس در عدم‌قطعیت مربوط به قضاوت، به‌علت نزدیک بودن دامنه اعداد در شاخص تراکم حاشیه، این شاخص با عدم‌قطعیت کمتری همراه است، که نشان‌دهندهٔ نزدیک بودن اهمیت وزنی اختصاص یافته توسط کارشناسان برای شاخص مذکور می‌باشد. عدم‌قطعیت مقدار وزن‌دهی در شاخص وزنی مساحت پوشش‌گیاهی نسبت به سایر شاخص‌ها مقدار بیشتری

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-29]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1393.3.10.7.1]



شکل ۵. توزیع عدم‌قطعیت مقادیر نهایی وزن‌دهی شاخص‌های اکولوژیک در آبخیز چهل‌چای

الف) شاخص میانگین وزنی اندازه لکه پوشش گیاهی، ب) شاخص وزنی مساحت پوشش‌گیاهی، ج) شاخص تراکم حاشیه، د) شاخص مساحت کل هسته، ه) شاخص اتصال جنگل و و) شاخص نسبت جوامع گیاهی حاشیه رودخانه

را به خود اختصاص داده است، که دلالت بر عدم اتفاق نظر کارشناسان بر مقدار وزنی و میزان اهمیت آن در مقایسه با سایر شاخص‌ها است. به‌عبارت دیگر عدم‌قطعیت مربوط به قضاوت کارشناسی، ناشی از متفاوت بودن قضاوت‌های فردی بر اهمیت وزنی هر یک شاخص‌ها می‌باشد. علاوه بر آن این امر، به نقص وارد بر روش تجزیه و تحلیل سلسله مراتبی، اشاره دارد، که عدم‌قطعیت در این روش درنظر گرفته نمی‌شود (۳۱ و ۳۲).

نتیجه‌گیری

به‌طور کلی، با توجه به تأثیر مقادیر شاخص‌ها ناشی از اثرات اکولوژیک اجرای سناریوها در نتایج تکنیک تصمیم‌گیری چندمعیاره، بررسی عدم‌قطعیت آن مقادیر در مراحل مختلف

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-29]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1393.3.10.7.1]

تحقیق ضروری است. از آنجایی که با درنظر گرفتن عدم‌قطعیت، نتایج به واقعیت نزدیک‌تر خواهند بود، پیشنهاد می‌گردد که در اولویت‌بندی سناریوها با تکنیک تصمیم‌گیری چندمعیاره نتایج با درنظر گرفتن عدم قطعیت و نیز بدون درنظر گرفتن آن محاسبه گردد، تا بتوان میزان اثر آن بر نتایج را مورد مقایسه قرار داد. لازم به ذکر است در مطالعه حاضر شاخص تراکم حاشیه از نظر داده‌های حاصل از محاسبه مقادیر شاخص‌ها بیشترین عدم‌قطعیت و برعکس از نظر مقادیر وزن‌دهی، به‌ترتیب بیشترین و کمترین مقدار عدم‌قطعیت را به‌خود اختصاص داده است. در این تحقیق تلاش شده است روش بوت‌استرپ میزان عدم‌قطعیت در شاخص‌های مختلف ساختار سیمای سرزمین و مقادیر قضاوت‌ها کمی شوند. این‌گونه تحقیقات کمک می‌کند تا مفاهیمی از این دست به‌صورت کاربردی در منابع محیطی معرفی و استفاده گردند، که به‌طور حتم موجب ارتقا و بهبود فرایند تصمیم‌گیری در مدیریت منابع محیطی می‌شود. به‌عبارت دیگر در فرایند برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری، شناسایی و کمی‌کردن عدم قطعیت‌ها و تعیین احتمال رخداد آنها ضرورت دارد.

سپاسگزاری

بدین وسیله از کلیه کسانی که ما را در مراحل مختلف این مطالعه یاری نمودند صمیمانه تشکر می‌شود. ضمناً اعتبار این مطالعه از محل اعتبارات پژوهشی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان تأمین شده است.

منابع مورد استفاده

۱. آذری دهکردی، ف. ۱۳۸۶. «اصول اکولوژی سیمای‌سرزمین»، (ترجمه). انتشارات اتحاد، تهران، ۹۶.ص

۲. بای، م. ۱۳۹۰. پیش بینی اثرات اکولوژیک سناریوهای مدیریتی پوشش گیاهی در آبخیز چهل‌چای استان گلستان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد آبخیزداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. ۱۸۹ ص.

۳. بای، م.، الف، سعدالدین و ع، سلمان ماهینی. ۱۳۹۱. به کارگیری فن تصمیم‌گیری چندمعیاره در بررسی خصوصیات سیمای سرزمین در آبخیز چهل‌چای استان گلستان. *نشریه محیط زیست طبیعی، مجله منابع طبیعی ایران* ۶۵ (۴): ۲۳ ص.

۴. بای، م، الف، سعدالدین. ع، سلمان ماهینی. ب ۱۳۹۲. پیش‌بینی اثرات اجرای سناریوهای مدیریت پوشش گیاهی و فعالیت مدیریتی بر ساختار اکولوژیک سیمای‌سرزمین در آبخیز چهل‌چای استان گلستان. *فصلنامه فضای جغرافیایی*. ۱۳ (۴۴): ۴۵-۱۹.

۵. پرهیزکار، ا. و ع. غفاری گیلانده. ۱۳۸۵. در ترجمه سامانه‌های اطلاعات جغرافیایی و تحلیل تصمیم‌گیری چندمعیاره، مالچفسکی، ی. (مؤلف). انتشارات سمت، تهران، چاپ اول. ۵۹۷ ص.

۶. سازمان جهاد کشاورزی استان گلستان، اداره کل کشاورزی گرگان و گنبد. شرکت مهندسین مشاور روناب. ۱۳۸۴. طرح جنگل‌داری چند منظوره، حوضه آبخیز مینودشت (چهل‌چای). ج ۶. ۱۷۰ ص.

۷. غفاری، گ. و. ز، صمدی. ۱۳۸۶. ارزیابی کارایی طرح‌های آبخیزداری انجام شده در حوضه آبخیز کن از دیدگاه مدیریت جامع منابع طبیعی. چهارمین همایش علوم مهندسی آبخیزداری (تهران). ۹ ص.

8. Apan, A., S. R. Raine and M. S. Paterson. 2000. Image analysis techniques for assessing landscape structural change: a case study of the Lockyer Valley Catchment, Queensland. Proceedings of the 10th Australasian Remote Sensing and Photogrammetric Conference, Adelaide. 18: 438 - 455.

9. Darbra, R. M., E. Eljarrat and D. Barcelo. 2008. How to measure uncertainties in environmental risk assessment. *Trends in Analytical Chemistry* 27(4): 377-385.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-29]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1393.3.10.7.1]

10. Efron, B. and R. Tibshirani. 1986. Bootstrap methods for standard errors, confidence intervals, and other measures of statistical accuracy. *Statistical Science* 1 (1). 54-77.
11. Environmental Protection Agency (EPA) Washington. 1997 Exposure factors handbook (volume i-general (factors)). 854 p.
12. Firestone, M., T. Barry, D. Bennett, S. Chang, M, Callahan, A. M. Burke, J. Michaud, M. Olsen, P. Cirone, D. Barnes, W. P. Wood and S. M. Knott. 1997. Guiding principles for Monte Carlo. Analysis Environmental Protection Agency (EPA) Washington. 39 p.
13. Frey, H. C. 1998. Methods for Quantitative Analysis of Variability and Uncertainty in Hazardous air Pollutant Emissions. Proceedings of the 91st Annual, Air and Waste Management Association, Pennsylvania. 13 p.
14. Frey, H. C. and D. E. Burmaster. 1999 a. Methods for characterizing variability and uncertainty: comparison of bootstrap simulation and likelihood-based approaches. *Risk Analysis* 19 (1): 109-130.
15. Frey, H. C., and D. E. Burmaster. 1999 b. Quantification of variability and uncertainty using mixture distributions: evaluation of sample size, mixing weights, and separation between components. *Society for Risk Analysis* 24 (3): 553 - 571.
16. Gregersen, M. H, F. P. Ffolliott. and N. K. Brooks. 2007. Integrated Watershed Management Connecting People to Their Land and Water. CABI, Cambridge University. 216 p.
17. Hesterberg, T., S. Monaghan, D. S. Moore, A. Clipson and R. Pstein. 2003. Bootstrap Methods and Permutation tests. W. H. Freeman and Company New York. 85 p.
18. Jager, I. H. and W. A. King. 2004. Spatial uncertainty and ecological models. *Ecosystems* 7 (8): 841-847.
19. Komatina, D. and N. Branisavljevic. 2005. A complement to flood risk assessment. Faculty of Civil Engineering University of Belgrad. DAAD.wb.tuharburg.de. 40 P.
20. Kuan, C. M. 2009. Lecture on bootstrap. Department of Finance, National Taiwan University, Taipei. URL: Homepage.ntu.edu.tw. 14 p.
21. McGarigal, k. and B. Marks. 1994. Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure, United States Department of Agriculture United. 141 p.
22. Mosadeghi, R., J. Warnken, R. Tomlinson and H. Mirfenderesk. 2013. Uncertainty analysis in the application of multi-criteria decision making methods in Australian strategic environmental decisions. *Journal of Environmental Planning and Management* 56 (8):1097-1124 Pp.
23. Natuhara, Y. 2006. Landscape evaluation for ecosystem planning. *Landscape and Ecological Engineering* 2: 3-11
24. Pandey, M. D., P. H. A. J. Van Gelder and J. K. Vrijling. 2003. Bootstrap simulations for evaluating the uncertainty associated with peaks-over-threshold estimates of extreme wind velocity.*Encyclopedia of EnvironMetrics* 14: 27-43.
25. Poulter, S. R. 1998. Monte Carlo simulation in environmental risk assessment – science policy and legal issues. *Journal of Risk Health safety and Environment* 8: 7-26.
26. Qi, H. and M. Altinakar. 2013. Integrated watershed management with multi objective land-use optimizations under uncertainty. *Journal of Irrigation and. Drainage Engineering* 139 (3): 239-245.
27. Refsgaard, J. C, J. P. van der Sluijs, A. Lajer Hojberg and P. A. Vanrolleghem.2007. Uncertainty in the environmental modelling process a framework and guidance. *Environmental Modelling & Software* 22 (11): 1543-1556.
28. Sadoddin, A., R. A. Letcher, A. J. Jakeman and L. T. H. Newham. 2005. A Bayesian decision network (BDN) approach for assessing the ecological impacts of salinity management. *Mathematics and Computers in Simulation* 69: 162-176.
29. Saudi Arabian Standards Organization (SASO). 2006. Guide to the expression of uncertainty in measurement. Report SASO.137 p.
30. Smith, E. 2002. Uncertainty analysis. PP. 141–148 *In*: El-Shaarawi, A. H., and Piegorsch, W. W (eds.), Encyclopedia of Environ Metrics. John Wiley and Sons, Ltd, Chichester, 31 p.
31. Tahriri, F., M. R. Osman, A. Ali and R. M. Yusuff. 2007. A review of supplier selection methods in manu-facturing industries. *Suranaree Journal Science Technology*. 15 (3): 201-208.
32. Wintle, B. A. 2007. Adaptive management, population modeling and uncertainty analysis for assessing the impacts of noise on cetacean populations. *International Journal of Comparative Psychology*. 20: 237- 249.
33. Zheng, J. and H. C. Frey. 2001. Quantitative analysis of variability and uncertainty in emission estimation: An illustration of methods using mixture distributions. *In*: Proceedings of the Annual Meeting of the Air and Waste Management Association, Florida. 20 p.
34. Zheng, J. and H. C. Frey. 2004. Quantification of variability and uncertainty using mixture distributions: evaluation of sample size, mixing weights, and separation between components. *Risk Analysis*. 24 (3): 553-571.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-29]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1393.3.10.7.1]