پژوهش‌های محیط‌زیست، سال 2، شماره 3، بهار و تابستان 1390، از صفحه 35 تا 48

# بررسی روش‌شناختی مقیاس در مطالعات محیطی

**ارشک حلی ساز *[1]، حسین آذرنیوند[2]، موسی اکرمی[3]، محمد مهدوی[4]، علی اکبر مهرابی[5]**

1 دانشجوی دکترای آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، گروه احیای مناطق خشک و کوهستانی
2 دانشیار دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران،گروه احیای مناطق خشک و کوهستانی
3 دانشیار دانشکده الهیات و فلسفه‌ی دانشگاه آزاد اسلامی تهران، واحد علوم و تحقیقات
4 و 5 استاد دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، گروه احیای مناطق خشک و کوهستانی

(تاریخ دریافت: 1389/9/20؛ تاریخ تصویب: 1390/3/17)

## چکیده

در سالهای اخیر، مقیاس به‌عنوان یکی از موانع اصلی شناخت طبیعت در منابع متعدد مورد توجه قرارگرفته است. متخصصان از طریق روش‌شناسی‌های مختلف سعی در تبیین مفهوم مقیاس کرده‌اند. اما پیچیدگی پدیده‌های زیستی از یک سو و ابهام مفاهیم و روش‌های اندازه‌گیری در علوم مکانیکی باعث شده است که مقیاس همچنان به‌عنوان مسئله‌ای کلیدی در بوم‌شناسی باقی بماند. از طرفی دیگر، ورود فناوری‌های جدیدی چون سامانه اطلاعات جغرافیایی و سنجش از دور که حجم زیادی از داده‌ها را در پایه‌های مقیاسی در دسترس قرار داده است، موجب شده است که مسئله مقیاس، در بطن و بنیان مطالعات شناخت طبیعت قرار گیرد. تحقیق روش‌شناختی حاضر، سعی در تبیین مفهوم مقیاس کرده است. در نتیجه با انتخاب نقشه شیب که جزئی اساسی در مدل‌های محیطی (مخدوم و احمدی) را تشکیل می‌دهد و با انتخاب دو مقیاس (25000 و 50000) و سه پیکسل سایز (10، 20 و 50)، تغییرات داده‌های خروجی در جریان تغییرات مقیاسی پایش و سعی شده است این شائبه رفع شود که طراحی مدل‌ها بدون توجه به مقیاس صورت بوده است. بنابراین، چهار گروه ماتریسی تشکیل شد و سپس به کمک محاسبه بردار قطری کوواریانس در هر ماتریس (برای درک حداکثر شباهت‌ها)، این تغییرات بررسی شد. تغییرات زیاد مشاهده شده که تحت اثر مولفه‌های غیر از مقیاس (نسبت فاصله مکانی) بودند و نیز توجه به این نکته که مدل‌ها در ساختار درکشان از طبیعت تفاوت دارند و این ساختار را در مقیاس مخصوص به خودشان پی‌ریزی می‌کنند و با در نظر گرفتن گسترش فناوری‌های سامانه اطلاعات جغرافیایی و سنجش از دور که حجم زیادی از داده‌های در مقیاس‌های متفاوت را در دسترس قرار می‌دهد، نتیجه گرفته شد که لازم است موضع مدل‌های محیطی در قبال مقیاس تبیین شود. همچنین به دلیل اهمیت توجه به مفاهیم جدید برآمده از مقیاس (مثل پیکسل سایز) و حضور پررنگ سامانه اطلاعات جغرافیایی و سنجش از دور در مدل‌های محیطی، به منظور کارایی مدل‌های محیطی، بر مراحل طراحی و طرحریزی تصمیم گیری، تأکیدشده است.

**کلید واژه‌ها:** مدل‌های محیطی، اندازه‌گیری، مقیاس، شیب، بردار قطری کوواریانس ماتریس

* نویسنده مسئول: Email: sani@ut.ac.ir

## سرآغاز

در سالهای اخیر، مقیاس به‌عنوان یکی از موانع اصلی شناخت طبیعت در منابع متعدد مورد توجه قرار گرفته است (Schneider, 2009; Makhdoum, 2008; Swart, 2008; Prins & Langvelde, 2008; Beven, 2008; Picket et al, 2008; Ting & Shaolin, 2008; Proulx, 2007; Harris, 2006; Wu et al, 2006; Farina, 2006; Latour, 2004; Colyvan & Ginsberg, 2003; Pereira, 2002; Hay et al, 2002; Li, 2000; Philips, 1999; Bouma et al, 1998; Bian, 1997). اما باید توجه داشت که زمانی زیادی از چرخش توجهات به سمت مفهوم مقیاس نمی‌گذرد (Schneider, 2009). در اولین کنگره بین‌المللی بوم‌شناسی در سال 1975 میلادی، هیچ کس از واژه مقیاس استفاده نکرده، یا به مفهوم مقیاس به‌عنوان مسئله‌ای خاص اشاره‌ای نکرده است (van Dobben and Lowe- Mc Connel, 1975). نخستین باری که مقیاس به‌منزله مفهومی کلیدی در متن علمی و همچنین فصلی از کتاب استفاده شد، کاری نو ابداع شد (Ricklefs and Miller, 2000). اما باید توجه داشت که گولی مقیاس را به‌عنوان شیفت پارادیم کوهنی[1] که پس از سمپوزیوم سالانه جامعه بوم‌شناسی امریکا در سال 1988 همه جا حضور داشته است، می‌شناسد (Golley, 1993)، اما اشنایدر اشاره می‌کند که می‌توان نخستین توجه به مقیاس را در ارتباط با پدیده‌های زیستی در ابتدای قرن بیستم یافت (Schneider, 2009).

اشنایدر با تعریف اندازه‌گیری در فیزیک مدرن و کمّی کردن آزمایش‌های خود، پایه‌های نخستین اندازه‌گیری تحصلی را پی‌ریزی کرد: «بگذارید برای اندازه‌گیری سرعت و مومنتم جسم در حال سقوط از ارتفاع، [طول] یک خنجر به‌عنوان استانداردی که امکان مقایسه دیگر اندازه‌گیری‌های سرعت و ممنتوم را می‌دهد محاسبه شود» (Galileo, 1638). بعدها تحصل‌گرایان با ارایه مفاهیم شمارش، تناوب ضعیف، کمیت بسیط، کیفیات مشتقه و مقیاس صلب و نظم، به‌شکل اخص و تبیین نظریه مشاهداتی خود به شکل اعم، ساختار امروزین مفاهیم اندازه‌گیری و مقیاس را درون چارچوب منطقی خود پی ریزی کردند. به عقیده کارناپ «دستورالعمل‌های اندازه‌گیری متعدد را نباید تعریف کننده نهایی کیفیت‌ها پنداشت. این دستورالعمل‌ها جز موارد خاصی که دستورهایی ارتباطی خوانده می‌شوند کاربردی ندارند. کار این دستورها، ربط دادن واژه‌های زبان مشاهداتی به واژه‌های زبان نظری است» (کارناپ، 1373). شباهت نظر کارناپ با آنچه از سوی گالیله ارایه شده، قابل تشخیص است. کارناپ بروشنی اعلام می‌کند که‌اندازه‌گیری، یکی از وظایف اصلی علم است (کارناپ، 1373).

ظهور مکانیک کوانتایی این روش‌های اندازه‌گیری و مقیاس‌سازی را به چالش کشید. هایزنبرگ اعلام می‌کند که نمی‌توان مرز بین اشیای بزرگ و کوچک را ترسیم کرد و ارایه مفهوم مکمل را تلاشی به‌منظور بازشناسی فرایندهای زیستی از فرایندهای فیزیکی و شیمیایی صرف معرفی می‌کند (هایزنبرگ، 1386).

در حقیقت پدیدار شدن پیچیدگی‌های جهان زیستی موجب شد نگاه صلب به اندازه‌گیری و مقیاس سازی پدیده‌ها در بنیانی‌ترین مفاهیم روش‌شناختی مورد پرسش قرار بگیرد: «چنانچه جهان کمی شده را مبنای شناخت قرار دهیم، در این‌صورت باید پذیرفت که صورت نظام مند جهان و ساختار کلی ماهوی‌اش، پیشاپیش برای ما شناخته شده و حاضر است و فقط جزئیات این جهان می‌ماند که باید روشن شود (هوسرل، 1387)». اما ظهور و فراگیری بوم‌شناسی در شاخه‌های مختلف نظری و تجربی خود نشان داده است که نمی‌توان با پذیرش مفاهیم تحصلی اندازه‌گیری و مقیاس، به نحو رضایت بخشی ارتباط بین موجودات زنده و غیرزنده را شناخت. اشنایدر با بررسی مقولات و موضوعات مطرح شده در چهار مجله معتبر فعال در حوزه بوم‌شناسی نشان می‌دهد که بحث «مقیاس» در تحقیقات نظری بوم‌شناسی، توجه زیادی را به خود معطوف داشته است (Schneider, 2009). در نهایت می‌توان گفت که بیش از این نمی‌توان به اعتقادی تکیه کرد که می‌گوید مقیاسی که از آن طریق سیستم مشاهده می‌شود، تأثیری به آنچه دیده می‌شود ندارد (Wiens, 1999).

شاید بتوان گفت مفهوم مقیاس کمی شده، پایه خود را بر اصول ریاضیات بنا می‌دهد. درواقع ریاضیات تلاش می‌کند به این سوال پاسخ دهد که «کدام الگو مورد پسند طبیعت است؟» (سویر، 1911). بسیاری را عقیده بر آن‌است‌که هرگاه در گذشته، ایده‌ها امکان انتزاعی کردن عینیات را در قالب مجموعه مشخصه‌ها [به شکل ریاضی] داشته‌اند و تلاش کرده‌اند روش‌های جدید اندازه‌گیری را ابداع کنند، پیشرفت‌هایی در بوم‌شناسی رخ داده است (Wilson & Bossert, 1971). اما در

ساده‌ترین سطح تحلیل ریاضیات، پیش‌بینی می‌شود، هرگاه دستگاه مختصات کشیده، یا فشرده شد، و به تبع آن ریشه‌های معادلات از درجه n تغییر نکردند، همین اتفاق در طبیعت می‌افتد؛ یعنی هرگاه با تغییر مقیاس محورهای افقی و عمودی، ریشه‌های معادلات تغییر نکردند، پس قاعدتاً همچنان می‌توان ماهیت پدیده‌های مورد نظر را براساس پیش فرض‌ها و درنگ‌های گذشته مورد بازشناسی قرار داد. اما مشکل آنجا ظهور می‌کند که مشخص شود کمیت‌ها، عدد نیستند بلکه دارای بعدند (Schneider, 2009) و تغییر درجات n معادله، مفهوم فیزیکی پدیده‌های مورد بررسی را تغییر می‌دهد[2]. باید توجه داشت که این معادلات، متفاوت از روابط رگرسیونی، آماری بین اعداد هستند؛ چرا که تولید این معادلات صرفاً برای ایجاد ساختار و چارچوب اندازه‌گیری است نه برقراری ارتباط رگرسیونی بین تعدادی از مشاهدات که قبلاً اندازه‌گیری و واحدبندی شده‌اند. درواقع مقیاس اندازه‌گیری، قاعده‌ای است که با آن بین مجموعه‌ای از عینیات فیزیکی [و یازیستی] و مجموعه‌ای از اعداد حقیقی ارتباط برقرار می‌شود (Schneider, 2009).

می‌توان کلیت مسئله مقیاس را در مطالعات منابع طبیعی به عدم تناسب بین داده‌های در دسترس در مقیاس و فرآیندهای مورد مطالعه در طبیعت عنوان کرد (Goodchild & Quattrochi, 1997). به طور مثال بحث انقراض گونه‌ها، مفهومی در حد اکوسیستم است، اما داده‌ها و اندازه‌گیری‌ها در حد نمونه‌ها انجام می‌شود؛ در نتیجه به شکل اجتناب ناپذیری، ناآگاهی از وقوع، یا عدم وقوع انقراض گونه‌ای گریبان تحقیقات را می‌گیرد. به عبارت ساده‌تر داده‌ها می‌توانند اطلاعات متفاوتی را در مقیاس‌های گوناگون ارایه دهند (Schneider, 2009; Makhdoum, 2008; Goodchild & Quattrochi, 1997). علاوه بر آن، پدیده‌های نو در حرکت از یک مقیاس به مقیاس دیگر، می‌تواند شناخت ما را از پدیده‌های مورد بررسی کاملاً تغییر دهد (Li, 2000)؛ به طور مثال گودچایلد و کوآتروچی با تغییر وضوح تصاویر ماهواره‌ای مأخوذ از سنجنده TM ماهواره لندست به سه الگوی متفاوت از الگوهای زی توده‌ای که هیچ کدام از آنها مشترک نبوده و نوظهور (نوپدید) بوده‌اند، رسیده اند (Goodchild & Quattrochi, 1997). وود در بررسی خود نشان داده است‌که هنگامی‌که از مقیاس‌های کارتوگرافیک متفاوت در تقسیم بندی زیر حوزه‌ها استفاده می‌شود، خروجی‌های کاملاً متفاوت و نوظهوری از مدل‌های هیدرولوژیکی مشاهده می‌شود (Wood et al, 1990). تینگ و شائولین دو اثر مستقیم و غیرمستقیم را در تغییر اندازه اکوسیستم بررسی می‌کنند. در اثر مستقیم، ناشی از فرضیه مکان–تولید که بر اساس قانون دوم ترمودینامیک طراحی شده است، تغییر اندازه اکوسیستم را مستقیماً در امکان دسترسی به منابع زیستی مؤثر می‌دانند و در اثر غیرمستقیم، دسترسی به زیستگاه، غنای گونه‌ای و کلونی سازی را بشدت تحت تأثیر اندازه اکوسیستم بیان می‌دارند (Ting & Shaolin, 2008).

گودچایلد و کوآتروچی سؤالات اساسی زیر را درخصوص مقیاس مطرح می‌کنند (Goodchild & Quattrochi, 1997):

- آیا ویژگی‌هایی وجود دارد که با تغییر مقیاس تغییر نکند؟
- آیا روش، یا روش‌های تثبیت شده‌ای برای تجمیع و تجزیه مقیاس‌ها وجود دارد؟
- آیا امکان اندازه‌گیری و پایش آثار تغییرات مقیاس وجود دارد؟
- چگونه می‌توان مفهوم مقیاس را در طراحی و اجرای مدل‌ها به‌عنوان مشخصه وارد کرد؟
- چه چیزی را می‌توان نقطه بحرانی مسئله مقیاس عنوان کرد؟

از سویی هریس معتقد است که مشکل مقیاس در برقراری ارتباط بین سه مفهوم محدوده، ارتباط و استانداردسازی است؛ به عبارت دیگر، داده‌های اخذ شده در محدوده‌های متفاوت مقیاسی (محدوده) چگونه باید به هم مرتبط شوند (ارتباط) و چگونه می‌توان این داده‌ها را استاندارد سازی کرد. هریس معتقد است که مسئله ارتباط، باعث مغالطه بوم‌شناختی می‌شود (Harris, 2006). لی نزدیک به چنین مفهومی را در ارتباط بین هولون ها (Holons) در سه سطح کل به جزء، جزء به جزء، و جزء به کل معرفی می‌کند (Li, 2000). اشنایدر نیز معتقد است که سه مسئله مهم مقیاس در اکولوژی وجود دارد (Schneider, 2009):

1. مسائل مهم اکولوژی در مقیاس دهه و اکوسیستم‌های بزرگ هستند؛
2. اندازه‌گیری‌ها عموماً در مقیاس‌های بسیار کوچک تر انجام می‌شوند؛ و
3. الگوها و فرایندهایی که در مقیاس‌های کوچک [اندازه‌گیری شده] اتفاق می‌افتند [و مورد شناسایی قرار می‌گیرند] ضرورتاً در مقیاس‌های بزرگ اتفاق نمی‌افتند.

در همین زمینه تینگ و شائولین اعلام می‌کنند که فرایندهای بوم‌شناختی عموماً در مقیاس زمانی کوچک اتفاق می‌افتند؛

درحالی که عموماً در این مقیاس، پدیده‌های ژئومرفولوژیکی «ثابت» و «بی تغییر» در نظر گرفته می‌شوند (Ting & Shaolin, 2008). براحتی می‌توان مشاهده کرد که یک دیدگاه، مقیاس فرایندهای بوم‌شناختی را بزرگ و دیگری را کوچک در نظر می‌گیرد؛ که این مسئله ناشی از برداشت متفاوت آنها از تعریف بوم‌شناسی است اشنایدر تأکید خود را بر موجودات زنده و تینگ و شائولین تأکید خود را بر تأثیر محیط بر موجودات زنده قرار می‌دهند.

اسمیت با پذیرش نامطمئن در شناخت عینیات اعلام می‌کند که به دلیل عدم توانایی هر یک از ما در احساس آگاهانه و تفکر بسیار زیاد در یک لحظه، لازم است درک ما از طبیعت مبنی بر نظرگاهی کوچنده از هر مقیاس مورد توجه باشد (Smith, 1981). اما پذیرش این دیدگاه، می‌تواند آستانه توفیق نگره فاعل- شناسا باشد که عینی بودن روش‌های علمی را کمرنگ می‌کند. تأثیر یک چنین دیدگاه نظری بر چگونگی تنظیم مشاهدات را می‌توان در مقاله فیلیپس ملاحظه کرد. وی با بیان این‌که نقشه‌ها، داده‌ها، مدل‌ها، آمار و شواهد زمینی یگانه راه‌هایی برای نمایش دادن هستند و نه دانستن، ابتدا به نقد دیدگاه تحصل گرایی پرداخته و در نهایت با قبول «هرآنچه پیش آید»، روش‌های علمی را به سمت سوژه محوری سوق می‌دهد. بنابراین، تصمیم درخصوص بررسی پدیده‌ها و مقیاس‌های گوناگون کاملاً شخصی می‌شود (Philips, 1999). اما باید توجه داشت که انتخاب این رویکرد باعث خواهد شد که در حوزه تصمیم گیری سردرگمی و عدم نتیجه گیری به‌وجود آید. لذا دیدگاه‌های مخالف تلاش می‌کنند با حفظ هویت عینی روش‌های علمی، ساختار قابل اطمینان‌تری را برای حوزه تصمیم‌گیری به‌وجود آورند. به طور مثال بوما و همکارانش با بیان این مطلب که هدف نهایی، توسعه پایدار است، پنج مفهوم را معرفی می‌کنند و آنها را در دو گروه نسبی مقیاس‌های بزرگتر و کوچکتر قرار می‌دهند. این پنج مفهوم عبارتند از تولید (نگهداری و تقویت تولید)، امنیت (کاهش خطرپذیری تولید)، حفاظت (حفاظت از نیروهای منابع طبیعی و جلوگیری از تخریب)، قابل اتکابودن (به لحاظ اقتصادی) و قابل پذیرش بودن (به لحاظ اجتماعی). بوما و همکارانش هویت دو مفهوم نخست را در مقیاس‌های کوچکتر و محلی و هویت سه مفهوم بعدی را در تعامل با مقیاس‌های بزرگتر می‌دانند. آنها پیشنهاد می‌کنند که پس از تعریف مسئله، مقیاس بر اساس نمودار دانش- مقیاس، -که از سوی خودشان در همان مقاله ذکر شده است- انتخاب شود (Bouma et al, 1998)؛ آنگاه مشخص می‌شود که:

- مفروضات و عدم قطعیت‌های مرتبط چه هستند؟
- داده‌ها باید تخمین زده شوند، یا اندازه‌گیری شوند؟
- چه مقدار از دقت هنگام تخمین فدا شود؟
- و نسبت سود به هزینه چقدر است؟

با این‌که یکی از مشکلات در حوزه نظری، پذیرش عملکرد مقیاس در ساختاری سلسله مراتبی است (Goodchild & Quattrochi, 1997)، مخدوم نیز تلاش می‌کند با حذف نگاه ذهنی گرایانه و تلفیق دو رویکرد قاره‌ای و انگلوساکسون، واحدهای مدیریت اکوسیستم‌ها را در قالب طبقه‌بندی‌های مقیاسی ارائه کند و ارتباط آنها را با واحدهای تصمیم‌گیری و مدیریتی با معرفی ساختاری عینی از مطالعه طبیعت به دست دهد (Makhdoum, 2008). براحتی می‌توان دید که مشکل مقیاس، مشکلی انتزاعی و ذهنی نیست و لازم است با پذیرش محدودیت‌های علمی تلاش کرد تا حداکثر اطلاعات را از طبیعت به دست آورد.

در ایران دو روش مخدوم (1372) (و توسعه آن مخدوم و همکاران (1383)) و احمدی (1374) سعی کرده‌اند با ارایه ساختاری منسجم و عینی امکان شناخت طبیعت را از ذهنی بودن دورکنند. اما باید توجه داشت در استفاده از این دو روش، باید «مقیاس» را مورد توجه قرار داد. این پژوهش با هدف بررسی تغییر مقیاس و تغییر نوع و حجم اطلاعات ناشی از آن در حوزه آبخیز، تلاش می‌کند مفاهیم این مدل‌ها را در ارتباط با مفهوم مقیاس روشن‌تر سازد.

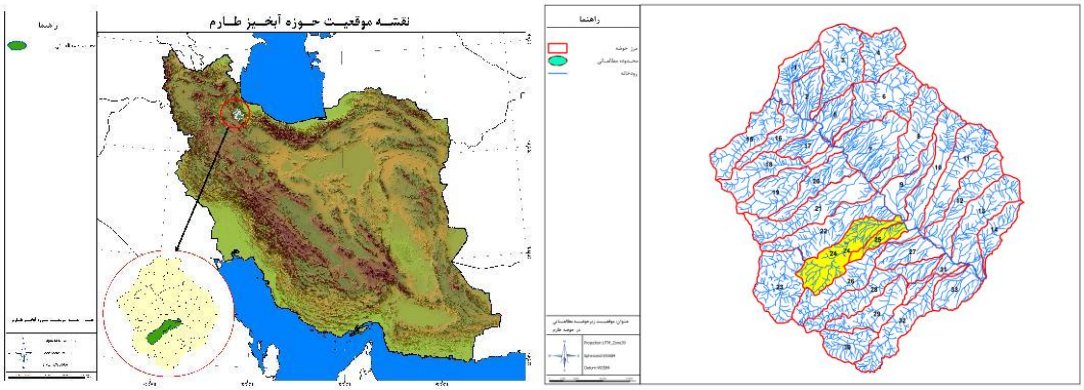
## مواد و روش‌ها

### ویژگی‌های منطقه مورد مطالعه

حوزه آبخیز طارم علیا آخرین محدوده آبخیز بزرگ قزل اوزن و پشت سد سفیدرود که یکی از حساس‌ترین و راهبردی‌ترین مناطق به لحاظ تولید رسوب و نیز قطب مهم تولید زیتون کشور است، به‌عنوان منطقه مورد مطالعه این پژوهش انتخاب شده است. حوزه آبخیز طارم بین دو رشته کوه طارم و طالش در شمال و جنوب حوزه و در ناحیه غربی البرز مرکزی واقع شده است. این حوزه آبخیز با مساحت بالغ بر 233 هزار هکتار به 33 زیرحوزه با دامنه تغییرات ارتفاعی از 280 تا 3154 متر تقسیم شده است. کمترین میزان بارندگی سالانه 176/5 میلیمتر و

حداکثر آن 425/7 میلیمتر است. همچنین میانگین بیشترین دمای سالانه منطقه 18/1 و کمترین آن 9/9 درجه سانتیگراد ثبت شده است (مهندسان مشاور یکم، 1388ب).

در این محدوده، دو زیرحوزه انتخاب شده است که یکی دارای کشیدگی از خط الراس حوزه اصلی تا رودخانه قزل‌اوزن است و دیگری بخش میانی ارتفاعات حوزه را دربرمی‌گیرد که همسایه یکدیگر نیز هستند. دلیل انتخاب دو زیرحوزه متفاوت در همسایگی هم، یکی دربرگیری پهنه‌های ارتفاعی و درنتیجه ساختار کلاس‌های شیب متنوع و دیگری، عدم فاصله مکانی آنها از هم و دخیل نشدن عوامل ناشناخته در تحلیل کلاس‌های شیب بوده است. مساحت مجموع این دو زیرحوزه، 11432 هکتار، ارتفاع بیشینه 2690/22 متر، ارتفاع کمینه 325/06 متر و ارتفاع میانگین 1516/31 متر است (مهندسان مشاور یکم، 1388الف). شکل (1)، تصویر نقشه محدوده آبخیز طارم و دو زیرحوزه‌ی انتخابی را نشان می‌دهد.




**شکل (1): محدوده آبخیز طارم و دو زیرحوزه‌ی انتخابی**

## روش پژوهش

به منظور انجام این پژوهش، با تهیه نقشه‌های توپوگرافیک در دو مقیاس 1:25000 و 1:50000 و با استفاده از تقسیم‌بندی زیرحوزه‌های هیدرولوژیک، اقدام به تهیه جزء مهم نقشه‌های واحدکاری (یا واحدهای شکل زمین) یعنی شیب در دو مقیاس فوق الذکر شد. زیرحوزه‌های انتخاب شده هم شامل مناطق پر شیب و هم کم شیب بودند. سپس با استفاده از نرم افزار ArcGIS و براساس تقسیم بندی شیب آمایشی، اقدام به تهیه نقشه شیب شد. شایان ذکر است که از آنجا که از یک نرم افزار و سیستم تصویر نقشه‌ای[3] در پردازش داده‌ها استفاده شده است، از خطاهای ناشی از الگوریتم برنامه ریزی نرم افزار صرف‌نظر شده و تأکید بر خروجی‌ها قرارداده شده است.

لذا با درنظرگرفتن طبقه‌بندی درصدی شیب 0 تا 2، 2 تا 5، 5 تا 8، 8 تا 12، 12 تا 20، 20 تا 30، 30 تا 60 و بالاتر از 60 و اختیار سه پیکسل سایز 10، 20 و 50 در هر دو مقیاس 1:25000 و 1:50000، نقشه‌های شیب (مجموعاً شش نقشه) برای دو زیرحوزه تولید شدند. انتخاب مقیاس‌ها به اجبار و براساس خروجی سازمان نقشه برداری کشور و انتخاب پیکسل سایزها، بر مبنای معیار متعارفی که عموماً اندازه‌ی پیکسل سایزها را براساس نصف فاصله‌ی خطوط تراز درنظرمی گیرد، بوده است. رویکرد کلی، پایش تغییرات پلی‌گون‌های کلاس‌های شیب در هر کدام از نقشه‌های تولیدی و مقایسه‌ی آنها با هم بوده است. به عبارت دیگر، تغییر سطح هر پلی‌گون شیب که در اثر مقیاس، خرد شده است و نیز عدم همخوانی مرز پلی‌گون‌ها (تعداد آنها) در اثر تغییر مقیاس مورد نظر قرارگرفته‌است.

برای آنکه بتوان جزییات این تغییرات را پایش کرد و امکان شناخت تغییرات را دراثر تغییر مقیاس و پیکسل سایز به وجودآورد با 1) ترکیب «مقیاس‌ها» و «پیکسل سایزها»ی مختلف و با 2) درنظرگرفتن تغییرات «تعداد» و «مساحت» پلی‌گون‌های شیب و 3) توجه به مقایسه داده‌ها نسبت به «کل محدوده آبخیز»، یا «هر کلاس» شیب، 9 نقشه ترکیبی و 36 ماتریس مجاورت بی‌بعد در چهار گروه 9 تایی تولید شدند در واقع این ماتریس‌ها با استفاده از تغییرات درصدی تعداد و مساحت پلی‌گون‌های کلاس‌های شیب نسبت به کل محدوده

آبخیز و هر کلاس شیب تولید شده‌اند. سپس با کمک نرم‌افزار MATLAB، بردار قطری کوواریانس در هر ماتریس محاسبه شده است. این بردار، تغییر مؤلفه‌ها را در مراحل متفاوت نشان می‌دهد؛ به عبارت بهتر، وقتی که $Y = X\beta + \varepsilon$، که $\varepsilon$ بردار خطا، X ماتریس مورد نظر و $\beta$ بردار یکه است، برآورد کمترین مربعات $\beta$، برداری مانند $\beta$ است که مربع طول خطا را کمینه می‌کند و در آن $b = \beta$ می شود و ادامه مراحل با صفرکردن مشتقات جزئی نسبت به b انجام می‌شود (لیندگرن، 1368)؛ بنابراین در واقع بردار قطری کوواریانس‌ها، امکان پایش تغییرات تعداد و مساحت پلی‌گون‌های شیب را در مقیاس‌ها و پیکسل سایزهای متفاوت به وجود می‌آورد. شایان ذکر است که از روی‌هم‌گذاری شش نقشه تهیه شده، امکان تولید 15 لایه جدید وجود دارد (جدول شماره 1)؛ ولی به دلیل این‌که امکان ره‌گیری تأثیر مقیاس، یا پیکسل سایز بر خروجی وجوداشته باشد، شش حالتی که در آنها مقیاس و پیکسل سایز باهم تغییر پیداکرده‌اند، حذف شده‌اند و فقط 9 لایه‌ای که حداقل دارای مقیاس یا پیکسل سایز مشترک هستند، مقایسه شده‌اند. جدول شماره (1)، تعداد پلی‌گون‌های تشکیل شده از ترکیب نقشه‌ها و حالات ترکیبی انتخابی را نشان می‌دهد.

**جدول (1): تعداد پلی‌گون‌های جدید تشکیل شده از روی‌هم‌گذاری لایه‌ها و حالات ترکیبی مورد بررسی**

| | مقیاس | 25000 | | | 50000 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| مقیاس | پیکسل سایز | 10 | 20 | 50 | 10 | 20 | 50 |
| 25000 | 10 | 74406 | 198076 | 109571 | 198765 | * | * |
| | 20 | --- | 32051 | 71606 | * | 87892 | * |
| | 50 | --- | --- | 8984 | * | * | 21065 |
| 50000 | 10 | --- | --- | --- | 59546 | 175726 | 93473 |
| | 20 | --- | --- | --- | --- | 30051 | 68048 |
| | 50 | --- | --- | --- | --- | --- | 7992 |

* حالات ترکیبی که به دلیل تغییر همزمان مقیاس و پیکسل سایز استفاده نشدند.

## یافته‌ها

نخستین نتیجه از خروجی نقشه‌ها و مقایسه آنها با هم نشان می‌دهد که به هیچ عنوان نمی‌توان مسئله‌ی مقیاس و تأثیر آن را بر خروجی پردازش‌های تصویری نادیده گرفت. این نتیجه بروشنی تأیید نتایج تمامی مطالعات دیگری است که در مقدمه به برخی از آنها اشاره شده است (Wiens, 1999; Wood et al, 1990). جدول شماره (2)، تغییرات مساحتی و تعداد پلی‌گون‌های کلاس‌های شیب را در لایه‌های مختلف که بروشنی از عدم همخوانی بسیار زیاد آنها با هم حکایت می‌کند، نشان می‌دهد. شکل شماره (2) نیز تصویر یک نمونه‌ای از نقشه کلاس‌های شیب را (مقیاس 25000 و پیکسل سایز 10) نشان می‌دهد.

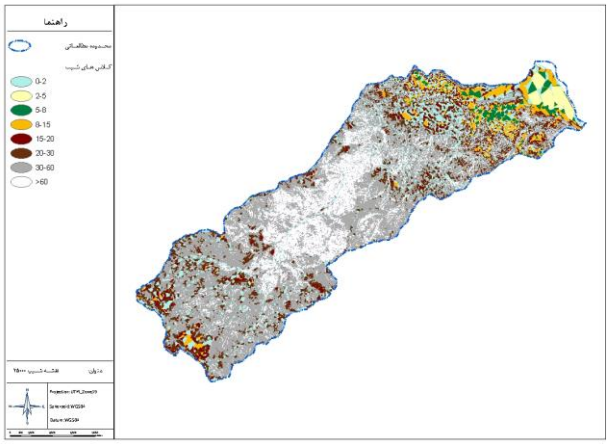
همچنین مورد دیگری که در نخستین نگاه جلب نظر می‌کند حضور تمامی طبقه‌بندی‌ها در «هر» طبقه دیگر در مقیاس‌های متفاوت است. شایان ذکر است که نخستین باری که نویسندگان، برنامه را اجراکردند، مشاهده نتایج، این تردید را به وجودآورد که احتمالا در حین اجرای برنامه مشکلی به وجود آمده است، در نتیجه با وجود این‌که اجرای برنامه به دلیل سنگین بودن و تعدد مراحل، مشکلاتی را در پردازش رایانه‌ای به وجود می‌آورد، این اجماع به وجود آمد که از نخستین مرحله، کار با دقت بیشتری بازسازی شود و دوباره به اجرا درآید. اما، نتایج نشان دادند که روند پیشین کاملا صحیح بوده است و عدم انتظار نویسندگان از چنین نتایجی، مارا به سمت خطا بودن نتایج کشانده بود. در واقع، جدول شماره (2) نشان می‌دهد که حتی طبقه شیب بالای 60 درصد به شیب‌های 0 تا 2 و 2 تا 5 درصد نیز خرد شده است و ازطرفی، گاه، در طبقه‌های شیب 0 تا 2 درصد، شیب بالای 60 درصد در مقیاس (یا حتی پیکسل سایز) دیگر دیده می‌شود.

از سویی دیگر می‌توان مشاهده کرد که تغییر مساحتی و تغییر تعداد پلی‌گون‌های خردشده، شبیه یکدیگر عمل نمی‌کنند. به

عبارتی، تأثیر تغییرات مقیاس و پیکسل سایز، نتایج متفاوتی را بر
مساحت و تعداد پلی‌گون‌های کلاس‌های شیب می‌گذارند.

**جدول (2): تغییرات مساحت، درصد مساحت، تعداد و درصد تعداد پلی‌گون‌های کلاس‌های شیب در شش لایه مورد مطالعه**

| مقیاس و پیکسل سایز | | 25000 | | | | | | 50000 | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 10 | | 20 | | 50 | | 10 | | 20 | | 50 | |
| طبقات شیب (درصد) | | مترمربع | درصد | مترمربع | درصد | مترمربع | درصد | مترمربع | درصد | مترمربع | درصد | مترمربع | درصد |
| | | عدد | درصد | عدد | درصد | عدد | درصد | عدد | درصد | عدد | درصد | عدد | درصد |
| 0-2 | مساحت | 923178 | 0/81 | 962598 | 0/84 | 1047125 | 0/90 | 1453299 | 1/27 | 1671630 | 1/46 | 1736012 | 1/50 |
| | تعداد | 1601 | 2/15 | 629 | 1/96 | 192 | 2/14 | 1873 | 3/15 | 819 | 2/73 | 154 | 1/93 |
| 2-5 | مساحت | 3303388 | 2/89 | 3337064 | 2/91 | 3825895 | 3/30 | 5033551 | 4/40 | 4556536 | 3/97 | 3928315 | 3/39 |
| | تعداد | 4479 | 6/02 | 1794 | 5/60 | 543 | 6/04 | 4437 | 7/28 | 1942 | 6/46 | 470 | 5/88 |
| 5-8 | مساحت | 4216881 | 3/69 | 4207248 | 3/67 | 5108826 | 4/41 | 5612304 | 4/91 | 5307910 | 4/63 | 5112649 | 4/41 |
| | تعداد | 7359 | 9/89 | 2773 | 8/65 | 835 | 9/29 | 7930 | /32 13 | 3566 | /87 11 | 898 | /24 11 |
| 8-12 | مساحت | 4901330 | 4/29 | 4951927 | 4/32 | 6375906 | 5/51 | 7458934 | 6/52 | 7057746 | 6/15 | 7275667 | 6/28 |
| | تعداد | 10817 | /54 14 | 4320 | /48 13 | 1290 | /36 14 | 11069 | /59 18 | 4961 | /51 16 | 1315 | /45 16 |
| 12-20 | مساحت | 9481824 | 8/29 | 9600576 | 8/37 | 1296543 2 | /20 11 | 1249923 5 | /56 13 | 1500925 0 | /09 13 | 1543418 4 | /33 13 |
| | تعداد | 14757 | /83 19 | 6557 | /46 20 | 2009 | /36 22 | 11571 | /43 19 | 6222 | /70 20 | 1890 | /65 23 |
| 20-30 | مساحت | 1340064 8 | /72 11 | 1388256 5 | /10 12 | 1680857 9 | /51 14 | 1915439 0 | /75 16 | 1890598 8 | /48 16 | 2948720 5 | /69 17 |
| | تعداد | 220141 | /07 27 | 8869 | /67 27 | 2437 | /13 27 | 14823 | /89 24 | 8157 | /14 27 | 2247 | /12 28 |
| 30-60 | مساحت | 4650308 1 | /68 40 | 4757865 5 | /48 41 | 4418008 4 | /15 38 | 3843868 4 | /62 33 | 4096363 0 | /71 35 | 4446363 3 | /39 38 |
| | تعداد | 11069 | /88 14 | 5099 | /91 15 | 1298 | /45 14 | 5719 | 9/06 | 2995 | 9/97 | 786 | 9/83 |
| بالاتر از 60 | مساحت | 3159505 1 | /64 27 | 3017864 8 | /31 26 | 2549129 9 | /01 22 | 2167582 4 | /96 18 | 2122495 3 | /50 18 | 1737260 6 | /00 15 |
| | تعداد | 4183 | 5/62 | 2010 | 6/27 | 380 | 4/23 | 2224 | 3/73 | 1389 | 4/62 | 232 | 2/90 |
| جمع | مساحت | 1143253 81 | 100 | 1143253 81 | 100 | 1143253 81 | 100 | 1143253 81 | 100 | 1143253 81 | 100 | 1143253 81 | 100 |
| | تعداد | 74406 | 100 | 32051 | 100 | 8984 | 100 | 59546 | 100 | 30051 | 100 | 7992 | 100 |




**شکل (2): تصویر نقشه کلاس‌های شیب در مقیاس 25000 و پیکسل سایز 10**

## بحث و نتیجه‌گیری

مدل آمایشی مخدوم (1372) و توسعه آن (مخدوم و همکاران، 1383) و مدل آبخیزداری احمدی (1374)، دو مدل پرکاربرد تصمیم‌گیری در مدیریت محیط زیست و منابع طبیعی هستند که هر دو بشدت نسبت به ورودی داده‌ها در مقیاس‌های متفاوت، از خود حساسیت نشان می‌دهند. درواقع مبنای اساسی در هر دوی مدل‌ها، استفاده از داده‌های نقشه‌ای و کارتوگرافیک است. بدون شک طراحان این مدل‌ها درون چارچوب‌های مشخص مقیاسی اقدام به ارایه مدل‌های خود کرده‌اند، اما عدم توجه کاربران، به مقیاس نهفته و ذاتی این مدل‌ها، کارایی آنها را از دو جنبه به چالش کشیده است که لازم است با تبیین آنها، امکان استفاده مناسب‌تری از مدل‌ها وجودداشته باشد: نخست آن‌که این مدل‌ها فرض می‌کنند که ورودی‌هایشان به مدل، صحیح، یا نسبتاً صحیح (با تعریف سطوح اطمینان آماری) است و در نتیجه چنانچه به صحت نسبی داده‌های ورودی شک شود، نمی توان

نتایج قابل قبولی را از مدل‌ها انتظار داشت. باید توجه داشت آن جنبه از مسئله مقیاس که در این مقاله به آن اشاره شده است و نتایج تغییر شیب‌ها در اثر تغییر مقیاس و پیکسل سایزی که آن را آشکار می‌کند، با جنبه‌های آماری که در آن اصولا تلاش می‌شود با یافتن روابط همبستگی بین اجزای مدل، آن را بهینه کرد، متفاوت است. آنچه در این بررسی سعی شده انجام شود، نه تلاش برای تولید روابط همبستگی پس از ورود داده‌های مشکوک، که آگاهی از ماهیت داده‌های وارد شده به مدل است؛ یعنی اطلاع از این که در حوزه‌های مقیاسی خاص، مدل‌های ویژه، تفسیر کاراتری از طبیعت به دست می‌دهند و به‌عبارتی تلاشی در زمینه تعیین دامنه کاربرد و صحت نسبی مدل‌های محیطی مختلف (آمایش و آبخیزداری). توجه به این موضوع، چالش دوم را نمایان می‌سازد و آن تداخل مدل‌های متفاوت با یکدیگر است. درواقع، آنچه از مدل احمدی در فضای آبخیزداری پیش‌بینی می‌شود و آنچه از مدل مخدوم در فضای آمایش محیطی استخراج می‌شود با هم تفاوت دارند و درک این مسئله جز در پرتو شفاف‌سازی مسئله مقیاس امکان پذیر نیست. با پرسشی ساده می‌توان مطالب سابق‌الذکر را شفاف کرد: «آیا منطقی است که اقدام به ایجاد همبستگی آماری بین مدل‌های مخدوم و احمدی (در حوزه نتایج، در حوزه فرایند) کرد»؟ یعنی بدون آن‌که به تفاوت ماهوی دو مدل پرداخته شود، آنها را دارای یک کاربرد دانست، همچنان‌که در حال حاضر اکثر طرح‌های مطالعاتی به درک این تمایز نایل نشده‌اند و در نتیجه نتایج آن می‌تواند به تصمیم‌های غیرواقع بینانه منجرشود. به‌عبارتی شاید بتوان گفت تفاوت این دو مدل در ذاتشان، نه در ابزارهای مورد استفاده‌شان، و در ساختار درکشان از طبیعت در مقیاس مخصوص به خودشان نهفته است. این بررسی تلاش کرده است با استفاده از پایش تغییرات متقابل بین مقیاس‌های متفاوت، ساختاری را به‌عنوان درک تفاوت‌های ذاتی مدل‌های محیطی پیش نهد.

براساس 4 گروه از ماتریس‌های مذکور، اقدام به تحلیل تغییرات داده‌ها شده است. جداول 3 تا 6، نمونه‌ای از هر گروه 9تایی از ماتریس‌ها را نشان می‌دهد. در جداول 3 و 4 مجموع تمام آرایه‌ها، صد است (نسبت به کل آبخیز) و در جداول 5 و 6 مجموع آرایه‌های هر ردیف، صد است (نسبت به هر طبقه شیب). یعنی هنگامی‌که اشتراک نقشه‌های با مقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 20 تولید می‌شود، تغییراتی در تعداد و پلی‌گون‌های کلاس‌های شیب نسبت به مبنای مورد استفاده به وجود می‌آید. در جداول (3 و 4)، قطر ماتریس نشان می‌دهد که چه درصدی (تعداد یا مساحت) از پلی‌گون‌های طبقات شیب، در نقشه ترکیبی همچنان نسبت به کل پلی‌گون‌ها در «هر» دو نقشه دیگر، ثابت مانده است و بقیه آرایه‌ها (غیر از قطر)، نشان دهنده تغییر مشارکت پلی‌گون‌ها در نقشه ترکیبی نسبت به نقشه‌های مبناست. جدول (3) نشان می‌دهد که فقط 2/79 درصد از از پلی‌گون‌های کلاس شیب 8 تا 12 درصد در دو نقشه بدون تغییر بوده‌اند. از سویی جداول (5 و 6)، نشان می‌دهند که درون هر طبقه شیب، پس از ترکیب نقشه‌ها، چه تغییراتی رخ داده است. برای نمونه جدول (6) نشان می‌دهد که 54/16 درصد (45/84- 100) از مساحت پلی‌گون‌های شیب در کلاس شیب 8 تا 12 درصد، تغییر پیدا کرده‌اند. بنابراین، کوواریانس نمونه ماتریس‌های جداول 3 و 4، نشان دهنده میزان تفاوت هرکدام از نقشه‌های ترکیبی نسبت به نقشه‌های مبنا (تعداد و مساحت) و کوواریانس نمونه ماتریس‌های جداول (5 و 6)، نشان‌دهنده میزان تفاوت تغییرات هر طبقه شیب (تعداد و مساحت) در هرکدام از نقشه‌های ترکیبی است.

**جدول (3): درصد تغییر تعداد پلی‌گون‌های شیب نسبت به کل پلی‌گون‌های شیب آبخیز (از ترکیب نقشه‌های با مقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 20)**

| طبقات شیب (درصد) | 0-2 | 2-5 | 5-8 | 8-12 | 12-20 | 20-30 | 30-60 | 60< |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 0 -2 | 0/26 | 0/49 | 0/40 | 0/28 | 0/20 | 0/11 | 0/10 | 0/04 |
| 2 -5 | 0/47 | 1/04 | 1/27 | 1/01 | 0/68 | 0/32 | 0/22 | 0/08 |
| 5 -8 | 0/35 | 1/15 | 1/74 | 1/83 | 1/32 | 0/63 | 0/36 | 0/12 |
| 8 -12 | 0/30 | 0/98 | 2/02 | 2/79 | 2/71 | 1/46 | 0/72 | 0/20 |
| 12 -20 | 0/29 | 0/84 | 1/81 | 3/53 | 4/87 | 4/81 | 2/62 | 0/55 |

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1/15 | 5/14 | 7/10 | 5/31 | 1/90 | 0/88 | 0/48 | 0/18 | 20 -30 |
| 4/18 | 4/69 | 7/58 | 3/66 | 1/23 | 0/66 | 0/41 | 0/15 | 30 -60 |
| 1/28 | 4/77 | 2/09 | 1/16 | 0/49 | 0/29 | 0/18 | 0/06 | 60< |

**جدول (4): درصد تغییر مساحت پلی‌گون‌های شیب نسبت به کل پلی‌گون‌های شیب آبخیز (از ترکیب نقشه‌های با مقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 20)**

| طبقات شیب (درصد) | 0-2 | 2-5 | 5-8 | 8-12 | 12-20 | 20-30 | 30-60 | 60< |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 0 -2 | 0/34 | 0/26 | 0/10 | 0/05 | 0/03 | 0/01 | 0/02 | 0/02 |
| 2 -5 | 0/24 | 1/61 | 0/60 | 0/19 | 0/11 | 0/04 | 0/04 | 0/03 |
| 5 -8 | 0/08 | 0/59 | 1/84 | 0/67 | 0/27 | 0/08 | 0/06 | 0/04 |
| 8 -12 | 0/05 | 0/18 | 0/68 | 1/96 | 1/00 | 0/22 | 0/12 | 0/07 |
| 12 -20 | 0/04 | 0/12 | 0/27 | 0/97 | 4/31 | 1/85 | 0/58 | 0/17 |
| 20 -30 | 0/03 | 0/05 | 0/10 | 0/23 | 1/75 | 5/92 | 3/70 | 0/31 |
| 30 -60 | 0/02 | 0/05 | 0/07 | 0/14 | 0/63 | 3/25 | 31/24 | 6/22 |
| 60< | 0/01 | 0/02 | 0/04 | 0/07 | 0/19 | 0/34 | 4/94 | 20/80 |

**جدول (5): درصد تغییر تعداد پلی‌گون‌های شیب نسبت به پلی‌گون‌های هر طبقه شیب (از ترکیب نقشه‌های با مقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 20)**

| طبقات شیب (درصد) | 0-2 | 2-5 | 5-8 | 8-12 | 12-20 | 20-30 | 30-60 | 60< |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 0 -2 | 13/85 | 25/98 | 21/11 | 15/09 | 10/89 | 6/08 | 5/08 | 1/91 |
| 2 -5 | 9/27 | 20/36 | 24/90 | 19/80 | 13/40 | 6/34 | 4/33 | 1/60 |
| 5 -8 | 4/62 | 15/30 | 23/25 | 24/44 | 17/65 | 8/41 | 4/79 | 1/55 |
| 8 -12 | 2/73 | 8/75 | 18/09 | 24/92 | 24/23 | 13/05 | 6/44 | 1/80 |
| 12 -20 | 1/52 | 4/34 | 9/39 | 18/28 | 25/22 | 24/89 | 13/54 | 2/82 |
| 20 -30 | 0/83 | 2/18 | 3/89 | 8/57 | 23/99 | 32/05 | 23/21 | 5/17 |
| 30 -60 | 0/66 | 1/80 | 2/91 | 5/46 | 16/22 | 33/63 | 20/79 | 18/54 |
| 60< | 0/53 | 1/75 | 2/79 | 4/77 | 11/23 | 20/31 | 46/21 | 12/40 |

**جدول (6): درصد تغییر مساحت پلی‌گون‌های شیب نسبت به پلی‌گون‌های هر طبقه شیب (از ترکیب نقشه‌های با مقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 20)**

| طبقات شیب (درصد) | 0-2 | 2-5 | 5-8 | 8-12 | 12-20 | 20-30 | 30-60 | 60< |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 0 -2 | 40/88 | 32/06 | 11/60 | 5/52 | 3/85 | 1/80 | 2/27 | 2/02 |
| 2 -5 | 8/31 | 56/14 | 21/03 | 6/74 | 4/01 | 1/56 | 1/23 | 0/99 |
| 5 -8 | 2/19 | 16/26 | 50/56 | 18/52 | 7/46 | 2/30 | 1/64 | 1/05 |
| 8 -12 | 1/26 | 4/22 | 15/83 | 45/84 | 23/40 | 5/10 | 2/76 | 1/58 |
| 12 -20 | 0/52 | 1/39 | 3/23 | 11/72 | 51/88 | 22/25 | 6/99 | 2/05 |
| 20 -30 | 0/21 | 0/43 | 0/81 | 1/91 | 14/45 | 49/02 | 30/58 | 2/59 |
| 30 -60 | 0/05 | 0/11 | 0/16 | 0/33 | 1/51 | 7/80 | 75/09 | 14/94 |
| 60< | 0/03 | 0/09 | 0/13 | 0/26 | 0/71 | 1/28 | 18/71 | 78/78 |

جداول (7 تا 10) مبین بردار قطری کوواریانس تغییرات ماتریس‌ها در گروه‌های 4تایی است. نتایج کلی مأخوذ از این جداول را می‌توان خلاصه وار چنین بیان کرد: الف) انتخاب مقیاس، پیکسل سایز و طبقات شیب، تغییرات متفاوتی را در خروجی‌ها به وجود می‌آورد؛ ب) بیشترین تغییرات، به ترتیب در ارتباط با پیکسل سایز، طبقات شیب و سپس مقیاس است؛ ج) در طبقات شیب بالاتر، تغییرات بیشتر است؛ د) در ترکیب نقشه‌ها، با بزرگتر، یا کوچکتر شدن پیکسل سایزها، تغییرات به طور منظم

کم، یا زیاد نمی‌شود ( مثلا اختلاف‌ها بین پیکسل سایزهای 10 و 20 از اختلاف بین پیکسل سایزهای 10 و 50 بیشتر است)؛ ه)کمترین میزان تغییرات مربوط به ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و 50000 وپیکسل سایز 10 بوده است؛ و) با وجود اهمیت برنامه ریزی (در برنامه‌های آمایشی، یا آبخیزداری)، در شیب‌های 20 تا 60 درصد، متاسفانه بیشترین اختلافات در این بازه از این طبقات شیب به وقوع پیوسته است؛ ی)تغییرات مربوط به مرز پلی‌گون‌ها (تعداد) و مساحت آنها، یکسان نیستند.

**جدول (7): بردارهای قطری کوواریانس ماتریس تغییرات تعداد پلی‌گون‌های شیب در محدوده آبخیز در نقشه‌های ترکیبی**

| نقشه‌های ترکیبی / طبقات شیب (درصد) | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 50 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 50 و 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایز 10 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و 50000 پیکسل سایز20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و 50000 پیکسل سایز50 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایزهای 10 و 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایزهای 10 و 50 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایزهای 50 و 20 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 0 -2 | 0/0145 | 0/0045 | 0/0068 | 0/0018 | 0/0026 | 0/0055 | 0/0534 | 0/0231 | 0/0455 |
| 2 -5 | 0/2893 | 0/1594 | 0/1779 | 0/0533 | 0/0347 | 0/0491 | 0/5974 | 0/233 | 0/2295 |
| 5 -8 | 0/3711 | 0/1971 | 0/2363 | 0/0633 | 0/0511 | 0/0828 | 0/605 | 0/2153 | 0/2589 |
| 8 -12 | 0/4374 | 0/2023 | 0/2463 | 0/0622 | 0/0668 | 0/1865 | 1/1942 | 0/5299 | 0/5667 |
| 12 -20 | 2/0802 | 0/889 | 1/121 | 0/3665 | 0/4018 | 1/1153 | 7/7356 | 0/3815 | 3/6552 |
| 20 -30 | 4/5798 | 2/4005 | 2/8596 | 1/4179 | 1/6568 | 3/1691 | 11/9247 | 0/2048 | 7/3266 |
| 30 -60 | 115/346 | 66/9777 | 76/7536 | 33/2473 | 40/0814 | 51/8917 | 86/2533 | 56/2914 | 69/5124 |
| 60< | 53/6788 | 28/2022 | 31/2747 | 16/2398 | 16/9365 | 13/8964 | 28/1822 | 16/1054 | 17/217 |

**جدول (8): بردارهای قطری کوواریانس ماتریس تغییرات مساحت پلی‌گون‌های شیب در محدوده آبخیز در نقشه‌های ترکیبی**

| نقشه‌های ترکیبی / طبقات شیب (درصد) | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 50 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 50 و 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و 50000 پیکسل سایزهای 10 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و 50000 پیکسل سایزهای 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و 50000 پیکسل سایزهای 50 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایزهای 10 و 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایزهای 10 و 50 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایزهای 50 و 20 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 0 -2 | 0/0166 | 0/0125 | 0/0143 | 0/0081 | 0/0084 | 0/0085 | 0/0570 | 0/0095 | 0/0254 |
| 2 -5 | 0/1229 | 0/0876 | 0/1309 | 0/0523 | 0/0540 | 0/0947 | 0/3178 | 0/1076 | 0/2018 |
| 5 -8 | 0/4566 | 0/3076 | 0/3518 | 0/1551 | 0/1195 | 0/2087 | 1/1883 | 0/6144 | 0/8407 |
| 8 -12 | 1/2467 | 0/9135 | 0/9701 | 0/4135 | 0/3354 | 0/6169 | 2/6306 | 2/0112 | 2/3060 |
| 12 -20 | 3/811 | 2/4855 | 3/1872 | 1/1728 | 1/3711 | 3/0878 | 4/9344 | 4/0946 | 5/2531 |
| 20 -30 | 9/3382 | 6/9004 | 7/3954 | 2/9511 | 3/7906 | 7/1053 | 9/5111 | 8/7893 | 10/7062 |
| 30 -60 | 5/0549 | 3/3312 | 3/9946 | 3/5358 | 5/5559 | 7/5218 | 3/1845 | 2/0170 | 2/5862 |
| 60< | 1/9414 | 1/5005 | 1/5188 | 1/6473 | 2/0336 | 1/3965 | 0/7600 | 0/7471 | 0/7791 |

**جدول (9): بردارهای قطری کوواریانس ماتریس تغییرات تعداد پلی‌گون‌های شیب در هر طبقه شیب در نقشه‌های ترکیبی**

| نقشه‌های ترکیبی / طبقات شیب (درصد) | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 50 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 50 و 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و 50000 پیکسل سایزهای 10 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و 50000 پیکسل سایزهای 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و 50000 وپیکسل سایزهای 50 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایزهای 10 و 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایزهای 10 و 50 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایزهای 50 و 20 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 0 -2 | 198/5639 | 41/2939 | 83/5321 | 2/0305 | 2/7187 | 33/1908 | 242/0391 | 106/4722 | 226/8626 |
| 2 -5 | 418/9026 | 210/4505 | 240/9279 | 45/9407 | 56/0060 | 103/9718 | 499/11169 | 355/5299 | 312/5314 |
| 5 -8 | 294/2349 | 129/2107 | 142/6308 | 53/2597 | 59/2930 | 93/1921 | 294/8094 | 140/0977 | 154/1434 |
| 8 -12 | 232/8828 | 67/5956 | 80/1648 | 23/8802 | 27/9559 | 43/8019 | 305/5469 | 117/3534 | 135/3838 |
| 12 -20 | 299/8367 | 80/5191 | 103/5103 | 28/8171 | 34/2557 | 61/2354 | 440/5584 | 182/8158 | 211/9335 |
| 20 -30 | 279/9262 | 78/4076 | 107/7511 | 14/1273 | 21/9924 | 49/2907 | 404/5326 | 151/0797 | 175/2820 |
| 30 -60 | 652/1507 | 416/7710 | 485/9434 | 175/9301 | 207/7944 | 338/6065 | 665/0748 | 410/4983 | 486/2634 |
| 60< | 728/1118 | 372/6876 | 496/5347 | 179/6734 | 201/0325 | 240/0197 | 807/0790 | 466/9092 | 588/6882 |

**جدول (10): بردارهای قطری کوواریانس ماتریس تغییرات تعداد پلی‌گون‌های شیب در هر طبقه شیب در نقشه‌های ترکیبی**

| نقشه‌های ترکیبی / طبقات شیب (درصد) | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 10 و 50 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و پیکسل سایزهای 50 و 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و 50000 وپیکسل سایزهای 10 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و 50000 پیکسل سایزهای 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 25000 و 50000 وپیکسل سایزهای 50 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایزهای 10 و 20 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایزهای 10 و 50 | ترکیب نقشه‌های بامقیاس 50000 و پیکسل سایزهای 50 و 20 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 0 -2 | 23/6683 | 7/6672 | 11/7853 | 0/4987 | 1/2189 | 3/5329 | 49/6955 | 33/9888 | 0/1271 |
| 2 -5 | 88/6834 | 27/3357 | 35/3269 | 3/9442 | 11/5967 | 36/1029 | 128/1655 | 61/4276 | 81/7049 |
| 5 -8 | 91/134 | 40/3087 | 44/9141 | 6/9253 | 15/2370 | 35/2889 | 132/4662 | 82/1574 | 92/8202 |
| 8 -12 | 65/4475 | 28/7350 | 37/7448 | 5/7582 | 12/8563 | 32/7726 | 92/6363 | 34/9261 | 60/9078 |
| 12 -20 | 35/3420 | 5/2443 | 15/6299 | 1/4848 | 6/0256 | 8/9035 | 60/9645 | 26/7307 | 34/7175 |
| 20 -30 | 127/0036 | 63/1972 | 61/2172 | 9/2978 | 12/0558 | 46/6741 | 197/1143 | 135/4755 | 160/0225 |
| 30 -60 | 209/2958 | 59/9372 | 145/1374 | 12/2982 | 43/1795 | 98/9878 | 214/1269 | 61/7882 | 156/6527 |
| 60< | 40/2575 | 22/0207 | 28/6879 | 7/8440 | 23/0731 | 21/4552 | 33/8450 | 10/7953 | 19/3999 |

در جمع‌بندی کلی می‌توان نتیجه گرفت که مفهوم مقیاس، وسیع‌تر از نسبت فاصله مکانی بین طبیعت و نقشه است و دراصل نوعی چارچوب ذهنی در بازنمود طبیعت از نگاه طراحان آن است. به عبارتی دیگر نمی‌توان فقط با انتساب عدد (مقیاس)، همه جوانب مدل را سازگار دانست. در واقع لازم است ابتدا ساختار مدل و درکش از طبیعت، تبیین شود و سپس از داده‌های ورودی خاص استفاده شود و نه این‌که داده‌ها وارد شوند و سپس سعی شود به هر شکلی نتیجه دلخواه استخراج شود. در این بررسی، تغییر طبقات شیب و پیکسل سایزها، اختلافات شدیدتری را نسبت به مقیاس (نسبت فاصله‌ی مکانی) در

خروجی‌ها باعث می‌شود. نتایج این بررسی به‌طور مثال نشان می‌دهد که هویت‌بخشی به تمایز مطالعات فازهای توجیهی (یا شناخت) و تفصیلی (یا اجرایی)، بر اساس مقیاس نقشه‌ها، مبنایی محکم و مستدل ندارد؛ چراکه می‌توان با تغییر پیکسل سایزها، یا حتی بازه‌های طبقه‌بندی، به جزئی‌نگری، یا کلی‌نگری بیشتری دست یافت. ورود مباحث اقتصادی و مالی طرح‌ها که در ارتباط با تهیه و تولید نقشه‌هایی در پایه‌های مقیاسی متفاوت است، بروشنی اهمیت موضوع را نشان می‌دهد.

از آنجا که براساس نتایج این بررسی، با تغییر طبقه‌بندی شیب می‌توان نتایج بسیار متفاوتی از نقشه‌های خروجی استخراج کرد، ارائه طبقه‌بندی مناسب از سوی سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری (و دیگر سازمان‌ها و نهادها)، بهتر است با مبنایی علمی و بر اساس نیازها و توجه به ذات و هویت مدل‌های محیطی مختلف (مخدوم و احمدی) صورت بگیرد؛ و نه به شکل کلی و یکسان برای همه مناطق و همه شرایط و همه مدل‌ها.

چنانچه کاربران مدل‌های محیطی (مخدوم و احمدی)، برداشت خود از مقیاس را فقط محدود به جنبه سنتی مفهوم مقیاس (نسبت فاصله مکانی و اضافه یا کم شدن جزئیات) محدودکنند، از کارایی این مدل‌ها کاسته‌اند، چرا که داده‌های ورودی و خروجی و صحت مدل‌ها تحت اثر مولفه‌های تأثیرگذاری (مثل پیکسل سایز و بازه‌های طبقه‌بندی) قرارمی‌گیرد، که فراموش شده‌اند. به نظر می‌رسد، به‌عنوان یک رویکرد و براساس نتایج این بررسی، می‌توان پیشنهادکرد حداقل در مناطق با سطوح توپوگرافیکی کوهستانی، مدل آمایشی، تمرکز خود را بر تعریف بازه‌های مناسب طبقه‌بندی و تعداد پلی‌گون‌ها و مدل آبخیزداری، تمرکز خود را بر شناخت اثر پیکسل سایزها وتغییرات مساحتی آنها قرار دهند.

نویسندگان برای عدم ارائه مدل مشخص تغییرات، حداقل استدلالی کلی داشته‌اند: ارائه مدل بر اساس عامل شیب و سه پیکسل سایز و دو مقیاس، بیش از آن‌که مدلی مناسب تولیدکند، انحرافی در تعریف مسئله به وجود می‌آورد، در نتیجه بهتراست که با دخیل کردن مؤلفه‌های دیگر (مثل جهت) و طیف‌های وسیع‌تر مقیاس و پیکسل سایز، اقدام به مدل سازی نهایی کرد. هدف در این بررسی تبیین وجوه متفاوت مقیاس بوده است تا ارائه مدل.

## نتیجه‌گیری و پیشنهادها

باید توجه داشت که تغییر مقیاس 25000 به 50000، یا بالعکس، در مقابل طیف وسیع مقیاس‌های موجود دیگر، بی‌اندازه ناچیز است. به‌طور مثال چنانچه تصمیمات سازمان نقشه برداری کشور بر تولید نقشه‌های مثلا 30000 و 60000 به‌جای 25000 و 50000 قرارمی‌گرفت، با نتایج متفاوتی به‌دست می‌آمد. شاید، چنانچه امکان دسترسی به مقدار زیادی از داده‌های مقیاسی وجود می‌داشت، با قبول رفتار آماری طبیعت، حداقل امکان بررسی رفتار توابع وابسته به تغییر مقیاس به وجود می‌آمد. در سالهای اخیر با فراگیری و پیشرفت فناوری‌های سامانه اطلاعات جغرافیایی و سنجش از دور و جمع‌آوری داده‌ها، می‌توان رفتار آشوبناکی و نامطمئن طبیعت در پاسخ به تغییرات را درک کرد (Hunsaker et al, 2001).

نتایج این بررسی بروشنی نشان می‌دهد که مدل‌های محیطی که قصدشان تفسیر طبیعت است، نخست باید موضع خود را نسبت به مقیاس داده‌های ورودی و خروجی تعیین کنند، در غیر این‌صورت از کارایی‌شان کاسته خواهد شد. از آنجا که مدل‌های مخدوم و احمدی در بسیاری از طرح‌های اجرایی و آمایشی در کشور مورد استفاده واقع می‌شوند و کاربرد وسیعی دارند باید با توجه به داده‌های قابل دسترس در کشور، نسبتشان با مقیاس‌های ممکن مورد استفاده به صورت کمّی، پرداخته و شفاف شود. علاوه بر آن‌که تمایزی بین نوع داده‌ها و خروجی‌ها در مراحل طراحی (designing) و طرح‌ریزی (planning) در نظر گرفته شود که درواقع همان درجه کلی نگری و جزئی نگری مدل‌هاست.

علاوه بر آن باید توجه داشت که تحقیق حاضر، تأکید خود را بر روی داده‌های وکتور قرارداده است و از آنجا که اولا حجم وسیعی از داده‌های مورد استفاده در بوم‌شناسی و شناخت طبیعت، بر پایه داده‌های رستری است و ثانیا مبانی شناخت و کارکرد داده‌های وکتور و رستر در اساس متفاوت است (Mark, 1989)، نیاز است که با ادامه چنین تحقیقاتی و توجه به دیگر اجزای مدل‌ها، شناخت بهتری از تطابق داده‌های ورودی و خروجی به دست آورد و درصورت امکان به مدل، یا مدل‌های مقیاسی مدل‌های محیطی دست پیدا یافت.

## تقدیر و تشکر

کمال سپاسگزاری از مهندسان مشاور یکم به دلیل همکاری زیاد با نویسندگان و دراختیارگذاشتن داده‌ها و نقشه‌های طرح‌های

مطالعاتی را بر خود لازم می‌دانیم. ازسویی همواره چه از طریق کتاب‌ها و نوشتارها، یا از طریق راهنمایی‌های حضوری، از نظرها و تجربه‌های استادان گرانقدر دکتر مخدوم و احمدی سود بردیم و سپاس از آنها را برخود لازم می‌دانیم. همچنین از آقای مهندس علی احمدی که در پردازش نقشه‌ها و برنامه‌نویسی مربوط به نرم‌افـــزار MATLAB، کمک‌هـــای فراوانی کردند، کمال تشکر را داریم.

## یادداشت‌ها

1. براساس مدل ارایه شده به وسـیله تومـاس کـوهن (Kuhn)، مفـاهیم علمی در چرخه ای از علم هنجاری، بحران در این علم هنجاری و تغییر (shift) آن مفاهیم (انقلاب علمی) پیروی می کنند.
2. در این زمینـه، توسـعه هندسـه برخـالی (fractal) در سـالهای اخیـر، تلاشی است برای اندراج ابعاد فیزیکی در محاسبات ریاضی.
3. سیستم UTM_Zone39_WGS84 مبنای نقشه‌های سال 1376 سازمان نقشه برداری کشور.

## فهرست منابع

احمدی، ح. 1374. ژئومرفولوژی کاربردی، جلد اول، فرسایش آبی، انتشارات دانشگاه تهران، ص. 688

سویر، و. 1911. از ریاضیات چه می‌دانیم؟، ترجمه محمدهادی شفیعیها، شرکت انتشارات علمی و فرهنگی، 1387، ص. 310

کارناپ، ر. 1373. مقدمه‌ای بر فلسفه‌ی علم، ترجمه یوسف عفیفی، انتشارات نیلوفر، ص. 449

مخدوم، م. 1372. شالوده آمایش سرزمین، انتشارات دانشگاه تهران، ص. 289

مخدوم، م.، ع. ا. درویش صفت، ه. جعفرزاده و ع. مخدوم. 1383. ارزیابی و برنامه ریزی محیط زیست با سامانه‌های اطلاعات جغرافیایی، انتشارات دانشگاه تهران، ص. 304

مهندسین مشاور یکم. 1388 الف. مطالعات توجیهی آبخیزداری طارم واقع در استان زنجان، جلد اول، گزارش توپوگرافی و فیزیوگرافی، ص. 133

مهندسین مشاور یکم. 1388 ب. مطالعات توجیهی آبخیزداری طارم واقع در استان زنجان، جلد سیزدهم، گزارش سنتز، تلفیق و برنامه ریزی، ص. 289

لیندگرن، ب. ل. 1368. نظریه‌ی آمار، ترجمه ابوالقاسم بزرگ‌نیا، جلد دوم، مرکز نشر دانشگاهی. ص. 787.

هایزنبرگ، و. 1386. جزء و کل، ترجمه حسین معصومی همدانی، مرکز نشر دانشگاهی، ص. 248

هوسرل، ا. 1387. بحران علوم اروپایی و پدیدارشناسی استعلایی، ترجمه غلامعباس جمالی، گام نو، ص. 230

Beven, K. 2008. Towards a Coherent Philosophy for Modelling the Environment, Mathematical, Physical and Engineering Sciences, Vol. 458, No. 2026: 2465- 2484.

Bian, L. 1997. Multiscale Nature of Spatial Data in Scaling Up Environmental Models, In: Scale in Remote Sensing and GIS, Goodchild, M. F., and Quattrochi, D. A. (Edts.), Lewis Publishers: 13- 26.

Bouma, J., Frink, P. A., Hoosbeek, M. R., and Breeuwsma, A. 1998. Soil and Water Quality at Different Scales: Concepts, Challenges, Conclusions and Recommendations, Nutrient Cycling in Agro ecosystems, No. 50: 5- 11.

Colyvan, M., and Ginsburg, L. R. 2003. Laws of nature and laws of ecology, OIKOS101 (3): 649- 653.

Farina, A. 2006. Principles and Methods in Landscape Ecology, Toward a Science of Landscape, Springer, 414 pp.

Galileo, G. 1638. Dialogues Concerning Two New Sciences, Translated 1914 by H. Crew and A. de Salvio, Dover edition Inc., New York (1954).

Golley, F. B. 1993. A History of the Ecosystem Concept in Ecology: More than the Sum of the Parts, Yale University Press, New Haven, CT.

Goodchild, M. F., and Quattrochi, D. A. 1997. Scale, Multiscaling, Remote Sensing, and GIS, In: Scale in Remote Sensing and GIS, Goodchild, M. F., and Quattrochi, D. A. (Edts.), Lewis Publishers: 1- 11.

Harris, T. M. 2006. Scale as Artifact: GIS, Ecological Fallacy, and Archaeological Analysis, Section 1, In: Confronting Scale in Archaeology: Issues in Theory and Practice, Gary Lock and Brian Molyneaux (Edts), Springer: 39- 53.

Hay, G. J.; Dube, P.; Bouchard, A., and Marceau, D. J. 2002. A scale- space primer for exploring and quantifying complex landscapes, Ecological Modelling, 153 (1- 2): 27- 49.

Hunsaker, C. T. et al. 2001. Spatial Uncertainty in Ecology, Implications for Remote Sensing and GIS, Springer-Verlag, New York, 393 pp.

Latour, B. 2004. Politics of Nature, How to Bring the Sciences into Democracy, Harvard University Press, translated by Catherine Porter, 306 pp.

Li, B- L. 2000. Why is the holistic approach becoming so important in landscape ecology, Landscape and Urban Planning, 50 (1- 3): 27- 41.

Makhdoum, M. F. 2008. Landscape ecology or environmental studies (Land Ecology) (European Versus Anglo- Saxon schools of thought), J. Int. Environmental Application and Science, 3 (3): 147- 160.

Mark, D. M. 1989. The Nature of Boundaries on 'Area-Class' Maps, Cartographica, 26 (1): 65- 78.

Pereira, G. M. 2002. A Typology of Spatial and Temporal Scale Relations, Geographical Analysis, 34 (1): 21-33.

Phillips, J. D. 1999. Methodology, Scale, and the Field of Dreams, Annals of the Association of American Geographers, 89 (4): 754- 76.

Pickett, S. T. A., J. Kolasa, and C. G. Jones. 2008. Ecological Understanding: The Nature of Theory and the Theory of Nature, Second Edition. Academic Press, Inc., San Diego, California, 233 pp.

Prins, H. H. T. and van Langevelde, F. 2008. Assembling a diet from different places, In: Resource Ecology: Spatial and Temporal Dynamics of Foraging, H.H.T. Prins and F. van Langevelde (Edts.), Springer, Dordrecht: 129- 158.

Proulx, R. 2007. Ecological Complexity for Unifying Ecological Theory Across Scales: A Field Ecologist's Perspective, Ecological Complexity4 (3): 85- 92.

Ricklefs, R. E. and G. L. Miller. 2000. Ecology, 4th ed., W. H. Freeman and Company, New York, 822 pp.

Schneider, D. 2009. Quantitative Ecology: Measurement, Models, and Scaling, Second Edition, Elsevier Inc. 401 pp.

Smith, C. S. 1981. A Search for Structure, Selected Essays on Art, Science and History, Cambridge, MA: MIT Press, 353 pp.

Swart, J. A. A. 2008. Visions and Scales of Nature and Society in Nature Management, Chapter 9, In: Legitimacy in European Nature Conservation Policy: Case Studies in Multilevel Governance, J. Keulartz and G. Leistra (Edts.), Springer: 127- 135.

Ting, Z., and Shaolin, P. 2008. Spatial scale types and measurement of edge effects in ecology, Acta Ecologica Sinica, 28 (7): 3322- 3333.

Van Dobben, W. H., and Lowe- McConnell, R. H. (Edts.). 1975. Unifying Concepts in Ecology, Report of the Plenary Sessions of the First International Congress of Ecology, Dr. W. Junk B.V. Publishers, The Hague, 302 pp.

Wiens, J. A. 1999. The science and practice of landscape ecology, In: Landscape Ecological Analysis Klopatch, J. M., Gardner, R. H. (Edts.), Springer- Verlag, Berlin: 371- 383.

Wilson, E. O. and W. H. Bossert. 1971. A Primer of Population biology, Sinauer Associates, Inc. Publ., Stanford, 192 pp.

Wood, E. F., Sivapalan, M., and Beven K. 1990. Similarity and Scale in Cathment Storm Response, Reviews of Geophysics, 28 (1): 1- 18.

Wu, J., k. Bruce Jones, H. Li, and O. Loucks, 2006. Scaling and Uncertainty Analysis in Ecology, Methods and Applications, Springer: 191- 203.