

ترویج مفهوم و رویکردهای ارزیابی آشفتگی انسانی

وحیده مرادزاده^۱، زینب حزباوی^{۲*}، اباذر اسمعیلی عوری^۳، رؤف مصطفی زاده^۴، شیرین زارعی^۵

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی آبخیزداری، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی، ایران

۲- استادیار، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی و عضو پژوهشکده مدیریت آب، دانشگاه محقق اردبیلی، ایران

۳- استاد، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی و عضو پژوهشکده مدیریت آب، دانشگاه محقق اردبیلی، ایران

۴- دانشیار، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی و عضو پژوهشکده مدیریت آب، دانشگاه محقق اردبیلی، ایران

۵- دانش آموخته کارشناسی ارشد مهندسی آبخیزداری، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی، ایران

*ایمیل نویسنده مسئول: (z.hazbavi@uma.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۱/۲۹ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۳/۲۳

چکیده

آشفتگی انسانی یک واحد اندازه‌گیری از سطح آسیب‌پذیری منابع محیطی به فعالیت‌های انسانی مضر است. همچنین، آشفتگی‌ها را به‌عنوان رویدادهایی در نظر می‌گیرند که در طول زمان به‌طور قابل ملاحظه‌ای بر ترکیب، ساختار و عملکرد یک بوم‌سازگان تأثیر می‌گذارند. با افزایش رشد جمعیت انسانی و تقاضای منابع، اثرات مستقیم و غیرمستقیم آشفتگی‌های انسانی چالش‌های پیچیده‌تری را برای متعادل کردن نیازهای بوم‌سازگان و جامعه ایجاد کرده‌اند. بر همین اساس، مقاله حاضر با هدف بررسی آشفتگی‌های انسانی و مرور رویکردهای ارزیابی آن تدوین شده است. مرور منابع نشان داد که به‌طور مشخص رویکردهای ارزیابی آشفتگی از سال ۲۰۰۴ مورد توجه قرار گرفته و در مقیاس‌های مکانی و زمانی مختلف و با تمرکز بر ابعاد تحقیقاتی معین مطرح شده‌اند. از جمله مهم‌ترین آن‌ها می‌توان به پویایی تکه‌شدگی چشم‌انداز، آشفتگی هیدرولوژی-رسوبی (HSDI)، شاخص آشفتگی فعالیت انسانی (HDAI)، الگوریتم شاخص آشفتگی جهانی (MGDI)، شاخص ریسک بوم‌شناختی (ERI) و مدل‌های غالبیت تنوع گونه‌ای اشاره کرد. غالب این مطالعات بر اساس ارزیابی مفهومی و شاخص محور بوده و عمدتاً در آمریکا، مدیترانه، چین، ایتالیا، اسپانیا و برزیل کار شده‌اند. در کلیه رویکردهای ارزیابی آشفتگی انسانی به‌طور صریح به این نکته اشاره شده که مدیریت آشفتگی‌ها یک فرآیند پیچیده بوده و مستلزم درک کامل جنبه‌های متعدد بوم‌شناختی و اجتماعی است. در نهایت می‌توان جمع‌بندی نمود که تاکنون روش جامعی که بتواند کلیه ابعاد اقتصادی، اجتماعی، سیاسی، هیدرولوژیکی، اقلیمی و زیستی ناشی از ایجاد و ظهور آشفتگی‌های انسانی در نظر بگیرد، ارائه نشده است. بنابراین ضرورت تبیین برنامه‌های جامع، بهینه و پایدار حفاظتی و مدیریتی منوط به داشتن چنین رویکرد جامع ارزیابی بوده که از پیشنهادات پژوهش حاضر است.

کلیدواژه

"پایش حوزه آبخیز"، "تنش انسانی"، "شاخص آشفتگی"، "مدیریت بوم‌سازگان"

مقدمه

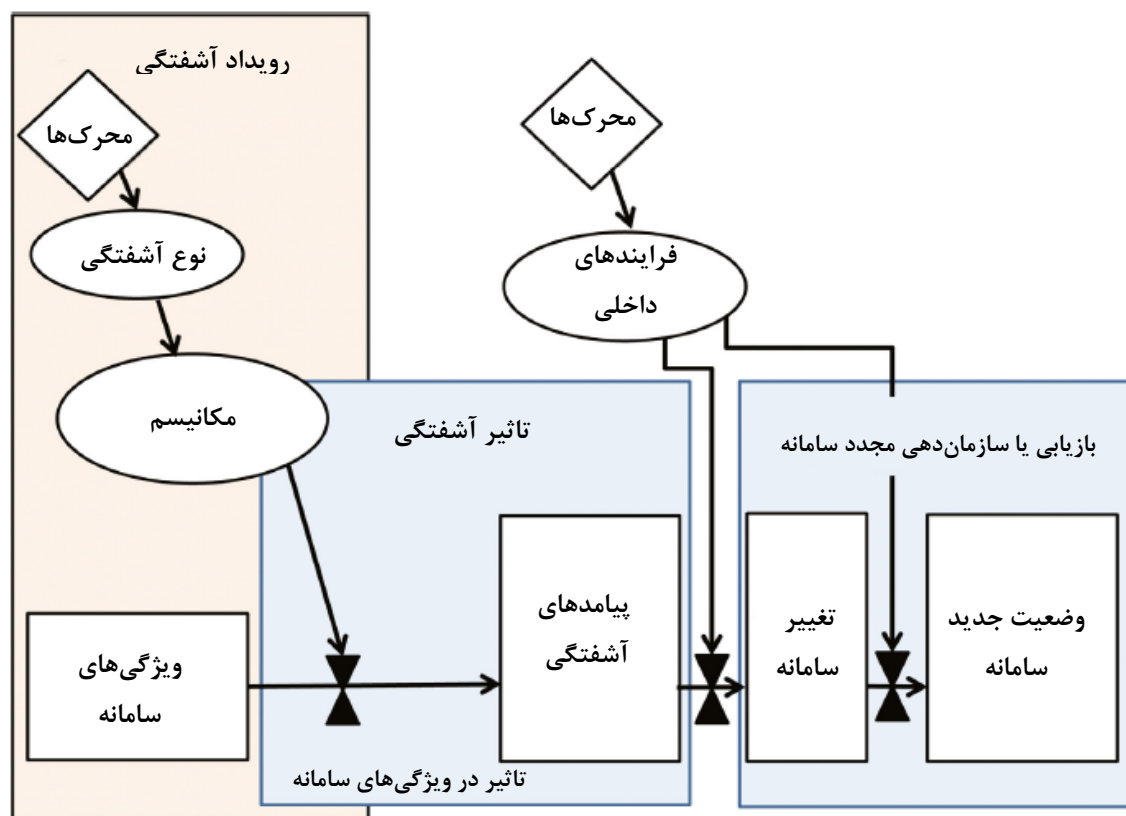
بزرگ (LSEds) مانند آتش‌سوزی، طوفان، شیوع حشرات، طوفان‌های گرد و خاک، جریان‌های یخچالی، امواج گرمایی و استفاده از زمین در فواصل مختلف در اکثر بوم‌سازگان‌های سراسر جهان رخ می‌دهد. آشفتگی‌ها عمدتاً توسط شدت، تداوم، فراوانی، زمان‌بندی و بزرگی اثرات مکانی (شامل اندازه و شکل منطقه آسیب‌دیده) ناشی از آن‌ها کنترل می‌شوند (Picket et al., 1987; Picket and White, 1985; Reice, 1994; Sousa, 1984; Turner et al., 1997). آشفتگی‌های بوم‌شناختی می‌توانند به‌طور طبیعی مانند آتش‌سوزی، سیل، بهمن، طوفان یا آتشفشان اتفاق بیفتند و حتی می‌توانند یک زیستگاه را کاملاً تغییر دهند. همچنین آن‌ها می‌توانند توسط انسان مانند جاده سازی، کشاورزی، آلودگی، تهاجم، پراکنده‌گری شهری، آلودگی با منبع نقطه‌ای، تبدیل پوشش گیاهی طبیعی به زمین‌های توسعه‌یافته، ورود مواد مغذی و آفت‌کش‌های ناشی از منابع کشاورزی و شهری، عملیات استخراج معدن، اصلاح کانال و آب‌گرفتگی ایجاد شوند. این آشفتگی‌ها اغلب زمان‌بندی یا مقدار جریان هیدرولوژیک، درجه

هر رویدادی که نسبتاً بوم‌سازگان، جامعه یا ساختار یک جمعیت را مختل می‌کند و منابع آن، در دسترس بودن بستر یا محیط فیزیکی را تغییر می‌دهد به‌عنوان آشفتگی نامیده می‌شود (Picket and White, 1985). در دهه‌های گذشته، به‌دلیل گسترش نیازهای انسانی و پیامدهای تغییر کاربری زمین، آسیب قابل توجهی به منابع پایه و اساسی کره زمین وارد شده است (Danneyrolles et al., 2019). بزرگی اثرات این نوع آشفتگی‌ها بر ساختار و عملکرد بوم‌سازگان به عوامل متعددی مانند ساختار و بنیه بوم‌سازگان آسیب دیده در قبل از بروز آشفتگی، نوع، بزرگی و رژیم آشفتگی وارد شده بستگی دارد (Turner and Gardner, 2015). بر همین اساس، تعاملات پیچیده بین آشفتگی‌ها و بوم‌سازگان، ناهمگونی مکانی و زمانی را در فرایندهای بوم‌سازگان در سراسر یک چشم‌انداز ایجاد می‌کند (Turner, 1989). پویایی وضعیت آشفتگی بر ترکیب، عملکرد، ساختار و فرایندهای حاکم بر بوم‌سازگان تأثیرگذار است (Martin et al., 2009). آشفتگی بوم‌سازگان در مقیاس

(2019). این محرک‌های انسانی باعث اثرات نامطلوب محیط زیستی بر ریخت‌شناسی، کیفیت آب یا رسوب، کمیت آب و سلامت بوم‌سازگان می‌شوند که به نوبه خود اقدامات پیش‌گیرانه و کاهنده را برای تضمین حفاظت و مدیریت پایدار آن‌ها مانند پایش مستمر و احیاء بوم‌سازگان لازم می‌داند (Zonta et al., 2019). لذا، شناسایی ماهیت و وسعت آشفته‌گی‌های انسانی جزء حیاتی در بسیاری از ارزیابی‌های بوم‌شناختی است (Stein et al., 2002). حفظ منابع طبیعی و تنوع زیستی نیازمند درک درستی از عوامل مؤثر بر پاسخ بوم‌سازگان به آشفته‌گی‌های انسانی است. در میان بوم‌شناسان گرایشی وجود دارد که بوم‌سازگان تحت سلطه انسان شامل شهرها را به‌عنوان «سامانه‌های آشفته» و در نتیجه خود انسان‌ها را به‌عنوان عوامل آشفته‌گی و هر گونه فعالیت انسانی را به‌عنوان یک آشفته‌گی یاد می‌کنند (Wolf et al., 2013; Dvidson and Gunn, 2012; Liley and Clarke, 2003). به‌منظور بهبود درک آشفته‌گی در سیستم‌های شهری، درک دو چیز ضروری است: اول، درک آشفته‌گی به‌عنوان یک فرآیند بوم‌شناسی الزامی است؛ دوم پیوند این فرآیند ترکیبی از پیچیدگی‌های اجتماعی، محیط زیستی و فن‌آوری بوم‌سازگان شهری است (Pickett and Cadenasso; 2009). در همین زمینه، Peters و همکاران (۲۰۱۱) یک چارچوب آشفته‌گی به‌نام رویداد-تأثیر-پاسخ^۱ به‌عنوان بنیان بوم‌شناختی ارائه داده‌اند که در شکل ۱ نمایش داده شده است. در این چارچوب جامع، نقش متغیرها و فرآیندهای مختلف که به‌نوعی تأثیرگذار یا تأثیرپذیر از آشفته‌گی هستند را تبیین می‌کند.

حرارت و وضعیت شیمی آب را تغییر و رواناب، فرسایش و رسوب را افزایش می‌دهند (Allan, 2004). عوامل طبیعی در کنار فشارها و دخالت‌های انسانی برای رفع نیازهای منطقی و بعضاً غیرمنطقی از عوامل ایجاد کاهش سطح و تغییرات در زیستگاه‌ها و پوشش‌های طبیعی از جمله جنگل‌ها هستند. این تغییرات، سیمای سرزمین را به‌تدریج دچار گسستگی می‌کنند و در نتیجه، آشفته‌گی مکانی صورت می‌گیرد. آشفته‌گی مکانی یکی از مهم‌ترین فرآیندهای ناشی از تغییر در سیمای سرزمین است که شامل تبدیل پوشش یا زیستگاهی خاص به قطعات کوچک‌تر و دارای ارتباط کم‌تر و کاهش پایداری و زیست‌پذیری آن‌هاست (درویش صفت و همکاران، ۱۳۹۶). کاهش تنوع زیستی جهانی ناشی از فعالیت‌های انسانی و گسترش مداوم کاربری اراضی انسان‌ساخت، نیاز به درک بهتر رابطه تنوع زیستی با آشفته‌گی‌های انسانی را عمیق‌تر کرده است (Mayor, 2012). با شناخت و بررسی روند تغییرات آشفته‌گی‌ها در طول زمان، می‌توان عوامل ایجاد آن را مشخص و تصمیمات مناسبی برای کاهش آشفته‌گی‌ها اتخاذ نمود (نصیری و همکاران، ۱۳۹۹). این در حالی است که کاربرد بوم‌شناسی سیمای سرزمین در زمینه‌های مختلف برنامه‌ریزی شهری نشان‌دهنده قابلیت تحلیل و بیان کمی نتایج حاصل از تعامل انسان و محیط زیست است (جباریان امیری، ۱۳۹۳). کسب آگاهی جامع از رفتارپذیری این نوع از تغییرات برای دستیابی به مدیریت نظام‌مند و تلاش در راستای تأمین پایداری بوم‌سازگان ضروری است (کرمی و فقهی، ۱۳۹۰). همچنین، شناسایی فرآیندهای اصلی و عوامل ساختاری در ایجاد تغییرات کلیدی در سیمای سرزمین، درک مناسبی از رفتارپذیری و تغییرپذیری سیمای سرزمین فراهم می‌کند (لاریجانی و همکاران، ۱۳۹۳). آشفته‌گی‌ها ممکن است به‌طور مستقیم ترکیب جوامع را از طریق افزایش مرگ و میر گونه‌های گیاهی یا به‌طور غیرمستقیم از طریق تغییر شرایط محیطی یا مقدار در دسترس بودن منابع و ایجاد ناهمگنی در محیط، تحت تأثیر قرار دهند که به نوبه خود شرایط لازم به‌منظور حضور گونه‌های غیربومی و مهاجم را فراهم می‌سازند (Belote et al., 2008). عواملی مانند جنگل‌زدایی و تکه‌شدگی از عوامل اصلی آشفته‌گی به‌شمار می‌روند. اقدامات نامناسب جنگل‌داری، فشارها و دخالت‌های انسانی برای رفع نیازهای هر چند منطقی و گاهی غیرمنطقی و سودجویانه و نیز عوامل طبیعی می‌توانند موجب آشفته‌گی جنگل شوند. بعضی از این عوامل موجب نابودی سریع و ایجاد فضاهای خالی در جنگل نمی‌شوند که در این صورت آشفته‌گی از نوع ساختاری و زیستی خواهد بود. در مقابل ایجاد لکه‌های غیرجنگلی در جنگل، موجب آشفته‌گی مکانی می‌شود (درویش صفت و همکاران، ۱۳۹۶). جلگه‌های رودخانه‌ای و تالاب‌ها، مناطق مهمی هستند که تحت آشفته‌گی‌های شدید انسانی مانند استفاده بیش از حد از مواد شیمیایی در مناطق کشاورزی، صنعتی شدن، گسترش شهرنشینی، تغییرات اقلیمی جهانی و آلودگی آب قرار دارند (Hu et al., 2018; Ustaoğlu et al., 2020; Zonta et al.,

^۱ - event, impact, and response



شکل ۱- یک مدل کلی از آشفتگی: رویداد-تأثیر-پاسخ که در سیستم‌های اجتماعی-بوم‌شناختی-فن‌آوری شهری کاربرد دارد (اقتباس از Peters و همکاران، ۲۰۱۱)

(Swanson and Cantu, 2017). بروز آشفتگی‌های ناشی از انسان برای بوم‌سازگان موضوع جدیدی نیست، اما با افزایش جمعیت انسانی و تقاضای منابع، وسعت بسیاری از این آشفتگی‌ها افزایش یافته است، زیرا این عوامل به‌طور فزاینده‌ای بر مناطقی تأثیر می‌گذارند که قبلاً اثرات انسانی کمی داشتند. یکی از نیازهای برنامه‌ریزی برای مدیریت و حفاظت مؤثر و پایدار، درک و آگاهی بهتر از روند تغییرات الگوی سیمای سرزمین، پدیده آشفتگی بوم‌سازگان و الگوهای مکانی آن است (Wulder and Franklin, 2006). رویکرد بوم‌سازگانی مدیریت منابع، راهبردی برای مدیریت یکپارچه سرزمین، آب و منابع زنده دیگر است که سبب حفاظت و استفاده پایدار از آن‌ها در یک مسیر عادلانه می‌شود. این راهبرد، مردم و نیز نیازهای فرهنگی و اجتماعی متنوع آن‌ها را به‌عنوان بخشی جدایی‌ناپذیر از بوم‌سازگان به‌رسمیت می‌شناسد. بر اساس رویکرد بوم‌سازگانی، توسعه واقعی زمانی اتفاق می‌افتد که از منابع طبیعی به‌طور منطقی استفاده شود و پیامدهای بوم‌شناختی برنامه‌های توسعه کمینه شوند. یکی از عوامل مهم به‌منظور قرارگیری در مسیر توسعه پایدار، توجه به اهمیت و ارزش منابع طبیعی است، بنابراین کمی‌سازی ارزش‌های بوم‌سازگان از یک سو و برآورد مخاطرات و پیامدهای محیط‌زیستی برنامه‌های توسعه از سوی دیگر، اهمیت به‌سزایی در تنظیم روند بهره‌برداری از این منابع دارند (Costanza et al., 1997). با توجه به سیاست‌های اتخاذ شده در خصوص بهره‌برداری از منابع طبیعی در ایران، وسعت

تغییرات اقلیمی و افزایش آشفتگی‌های انسانی از عوامل اصلی کاهش بی‌سابقه تنوع زیستی ذکر شده (Newbold et al., 2015) و نیز به‌عنوان مهم‌ترین عوامل محرک گونه‌ها در آینده پیش‌بینی شده‌اند (Sala et al., 2000). به‌عنوان مثال، تغییرات اقلیمی می‌تواند منجر به تغییر در فراوانی جمعیت و محدوده جغرافیایی گونه‌ها و نیز تغییر در فنولوژی گونه‌ها شوند (Bowler et al., 2015; Visser and Both, 2015). هم‌چنین، آشفتگی‌های انسانی به‌دلیل فشار مستقیم ناشی از شکار (Cullen et al., 2000) یا از بین رفتن زیستگاه‌ها (He and Hubbell, 2011) می‌تواند منجر به کاهش و انقراض محلی گونه‌ها شوند. از جمله متغیرهای اساسی در ارزیابی آشفتگی می‌توان به بزرگی، فراوانی، اندازه و سطح پراکنده شدن لکه‌ها اشاره نمود. آشفتگی در سطح سیمای سرزمین، مربوط به ساختار لکه و آرایش مکانی آن است و سرنوشت لکه‌ها، اندازه و مدت زمان آشفتگی را تعیین می‌کند. آشفتگی شدید یا حتی فقدان طولانی‌مدت آشفتگی به‌طور کلی تأثیر قابل توجهی بر تنوع زیستی دارد. به‌نظر می‌رسد آشفتگی تا یک حد قابل قبولی سطح تنوع را در یک سیستم افزایش می‌دهد (Picket and White, 1985). بنابراین تمام آشفتگی‌ها بر بوم‌سازگان تأثیر منفی نمی‌گذارند و در واقع، برخی از بوم‌سازگان برای بهره‌وری بهینه به سطحی از آشفتگی نیاز دارند. با این حال، آشفتگی‌های انسانی عموماً اثرات منفی بر بوم‌سازگان دارند که ممکن است بر میزان احیاء و بازسازی آن‌ها به‌شدت تأثیر بگذارند

منظم با استفاده از وضعیت دمای سطح زمین (LST)^۲ و شاخص پوشش گیاهی بارزسازی شده (EVI)^۳ طراحی شد. نتایج حاصل از MGDI نشان داد که ۱/۵ درصد (۱۹۵۵۸۰ کیلومتر مربع) از بوم‌سازگان‌های جنگلی در آمریکای شمالی در سال ۲۰۰۵ و ۰/۵ درصد (۶۷۴۵۱ کیلومتر مربع) در سال ۲۰۰۶ دچار آفتگی شده‌اند (Falcone). و همکاران (۲۰۱۰) با هدف کمی‌سازی آفتگی انسانی در آبخیزها، تعدادی شاخص آفتگی را با استفاده از مجموعه‌ای از متغیرها، روش‌های امتیازدهی و وزن‌دهی ۳۳ عامل آفتگی احتمالی که از داده‌های ArcGIS قابل دسترس به دست آمده است، توسعه داده‌اند. آن‌ها این شاخص‌ها را در ۷۷۰ حوزه آبخیز واقع در غرب ایالات متحده تعیین کرده‌اند. نتایج نشان داد که شاخص‌های توسعه یافته از ترکیب چند متغیر بهتر از کاربرد هر متغیر به‌طور جداگانه عمل کرده‌اند. بهترین نتایج از طریق روش امتیازدهی شش متغیر تراکم واحد مسکونی، تراکم جاده، کاربرد آفت‌کش‌ها، ظرفیت ذخیره سدها، پوشش زمین در امتداد رودخانه و فاصله محل نمونه‌برداری تا نزدیک‌ترین کانال یا خط لوله به دست آمده است. شاخص نهایی بر اساس داده‌های ۱۹۲ حوزه آبخیز اعتبارسنجی شد. حدود دو سوم (۶۸ درصد) زیرحوضه‌ها وضعیت با آفتگی کم و بسیار زیاد را به‌درستی طبقه‌بندی کرده‌اند. این نتایج اطلاعاتی در مورد پتانسیل استفاده از شاخص آفتگی به‌عنوان ابزار غربال‌گری برای رتبه‌بندی پیشین حوزه‌های آبخیز در مقیاس منطقه‌ای/ ملی ارائه می‌دهد. (Deepananda and Macusi ۲۰۱۳) با دیدگاه به این‌که آفتگی انسان باعث کاهش تنوع گونه‌ها در سواحل صخره‌ای گرم‌سیری می‌شود، به مطالعه پرداختند. این مطالعه اثر فعالیت‌های انسانی بر جوامع ماکروبنیتیک^۴ را در مناطق با جزر و مد کم، متوسط و زیاد جزیره پناهگاه دریایی روماسالا^۵ و دو منطقه مجاور آن، گاله^۶ و اوناواتونا^۷ مقایسه نموده است. هم‌چنین، از تحلیل‌های تک‌متغیره^۸، سطح منحنی‌گونه‌ها^۹ و شاخص‌های تنوع^{۱۰} برای تشخیص اثر فعالیت انسان بر مجموعه‌های ساحلی صخره‌ای استفاده شده است. نتایج به‌دست آمده از شاخص آفتگی ماکروفون^{۱۱} و ماکروفلور^{۱۲} در مکان‌های مکرر بازدید شده توسط انسان مانند گاله و اوناواتونا نشان می‌دهد که حضور انسان‌ها بر حیات آبزیان تأثیر منفی می‌گذارد. در مقابل، آفتگی‌های انسانی تأثیر کم‌تری در روماسالا داشته است. گونه‌های ماکروبنیتیک بیش‌تری در روماسالا (۸۱) نسبت به گاله (۵۹) یا اوناواتونا (۵۲) وجود داشته و شاخص‌های تنوع مارگالف

و شدت دخالت‌های انسانی در بوم‌سازگان طبیعی روز به روز در حال افزایش است. با وجود این، در مطالعات داخلی کم‌تر به این موضوع پرداخته شده و نیازمند انجام پژوهش‌های جامع و گسترده‌تری است. به‌همین منظور، پژوهش حاضر با هدف انجام مروری جامع بر مطالعات آفتگی انسانی در سطح جهان و ایران برنامه‌ریزی شده است. نتایج حاصل از پژوهش حاضر، منجر به شناسایی جامع عوامل قابل کنترل در مهار آفتگی انسانی خواهد شد و نیز در تصمیم‌گیری‌های مدیریتی در راستای حفاظت از منطقه و دستیابی به توسعه پایدار کمک می‌کند.

پیشینه مطالعات آفتگی انسانی

در خصوص تجربیات ارزیابی سطح آفتگی انسانی پژوهش‌های مختلف با اهداف متفاوت حفظ و ارزیابی بوم‌سازگان‌های جنگلی، آبی و مراتع در جهان انجام شده است. برای مثال، Samejima و همکاران (۲۰۰۴) به مطالعه مکانیسم‌هایی که طی آن‌ها آفتگی انسانی بر جوامع گرده‌افشان اصلی، زنبورهای بدون نیش، در ساراواک مالزی تأثیر می‌گذارد، پرداختند. در این تحقیق ساختار جنگل و فعالیت گل‌دهی مورد بررسی قرار داده شد و یک سرشماری لانه و یک بررسی طعمه تله زنبورهای بدون نیش، چه در جنگل‌های اولیه و چه در جنگل‌هایی که با ورود به سیستم و جابه‌جایی کشت، آشفته شده بودند، انجام داده‌اند. تراکم درختان گل دار یک سال پس از قطع کم‌تر بود، اما به‌دلیل گل‌دهی فعال درختان پیش‌گام که پس از ایجاد آفتگی ایجاد شده‌اند، در جنگل‌های قدیمی آشفته، بهبود یافت. نتایج بررسی طعمه دام نشان داد که برخی از گونه‌ها در جنگل‌های اولیه فراوان بوده و در حال حاضر از بین رفته یا کاهش پیدا کرده‌اند، در حالی که گونه‌های دیگری نیز در جنگل‌های آشفته فراوان شده‌اند. این نتایج نشان می‌دهد که آفتگی‌های انسانی ترکیب گونه‌های جامعه زنبورهای نیش‌گون را تغییر می‌دهد. چنین تغییراتی در جامعه زنبورها ممکن است موفقیت تولیدمثل گیاهان و در نهایت ترکیب جنگل را نیز تحت تأثیر قرار دهد. (Amsalu و همکاران ۲۰۰۶) به بررسی تغییرات کاربری اراضی در آفتگی حوزه‌های آبخیز ارتفاعات اتیوپی پرداختند. آن‌ها کاهش سطح طبیعی رستنی‌ها را ناشی از تبدیل اراضی جنگلی به کشاورزی با تغییر سیاست‌های اقتصادی-اجتماعی می‌دانند که در طول یک دوره ۴۰ ساله اتفاق افتاده است. نتیجه پژوهش آن‌ها حاکی از کاهش سطح جنگل و تبدیل آن به اراضی کشاورزی بوده است. (Mildrexler و همکاران ۲۰۰۹) با هدف آزمون کارایی طیف‌سنجی تصویربرداری با وضوح متوسط (MODIS) در توسعه شاخص آفتگی جهانی در سراسر آمریکای شمالی به مطالعه پرداختند. در این مطالعه، الگوریتم شاخص آفتگی جهانی (MGDI)^۱ برای نقشه‌برداری از آفتگی در مقیاس بزرگ و

2- Land Surface Temperature
3- Enhanced Vegetation Index
4- Macrobenitic
5- Rumassala
6 - Galle
7- Unawatuna
8- Univariate measures
9- Species area curves
10- Diversity indices
11- Macrofauna
12- Macroflora

1 - Modis Global Disturbance Index

پرداختند. در این پژوهش سه شاخص تکه‌شدگی زیرساخت^۸، تقارن شهری^۹ و اتصال^{۱۰} بررسی شد. نتایج نشان داد که مناطق ساحلی به‌طور کلی به‌علت استفاده زیاد از سطح فشار بالایی برخوردار هستند و زیرساخت‌های حمل و نقل سریع و سکونتگاه‌های جدید بیش‌ترین میزان تکه‌شدگی را نشان می‌دهند. Shen^{۱۱} و همکاران (۲۰۱۷) با هدف ارزیابی امنیت محیط زیستی حوضه رودخانه سانگ هوا^{۱۱} واقع در شمال شرقی چین به مطالعه پرداختند. از یک شاخص تهدید اکولوژیکی اصلاح شده برای ارزیابی امنیت اکولوژیکی استفاده شد. نتایج نشان داد که عوامل فردی مربوط به توسعه شهری، توسعه کشاورزی و ساخت و ساز، ویژگی‌های توزیع مکانی متفاوتی را ارائه می‌دهند. در مرکز ناحیه جلگه‌ای، شهرهای مرکز استان بالاترین سطح تهدید را داشتند. روابط مکانی بین مناطق بحرانی نیز از نظر شاخص تهدید اکولوژیکی و کیفیت آب و مناطق در معرض خطر بحرانی از لحاظ توزیع گونه‌های تجزیه و تحلیل شدند. با مقایسه حساسیت عوامل مختلف مشاهده شد که ETI بیش‌ترین حساسیت را به عامل سطح کشاورزی (۲/۹۱ درصد) داشته و پس از آن عامل جمعیت (۲/۳۲ درصد) بوده است در حالی‌که عامل معدن‌کاری و مناطق تولیدی کم‌ترین مقدار (۰/۰۵ درصد) را داشتند. برای سایر عوامل، حساسیت از ۰/۲۲ تا ۱/۴۰ درصد متغیر بود. تحلیل حساسیت نشان داد که تغییر در توسعه کشاورزی تا حد زیادی امنیت بوم‌شناختی حوضه را تغییر داده است. Grimm^{۱۲} و همکاران (۲۰۱۷) به بررسی مفهوم آشفتگی در سامانه‌های اجتماعی-بوم‌شناختی- فن‌آوری شهری (SETS^{۱۳}) و کاربرد آن پرداختند. مطالعات موردی در مناطق تحقیقاتی محیط زیستی با سابقه زیاد به نام بالتیمور^{۱۳} و فینیکس^{۱۴} انجام شده است تا کارایی چارچوب پیشنهادی را در مقیاس‌های مختلف نشان دهد. نتایج نشان داد که این چارچوب به‌راحتی با مجموعه‌های شهری سازگار است و ترکیب محرک‌ها و پاسخ‌دهندگان اجتماعی و فن‌آوری می‌تواند بینش‌های بیش‌تری را فراهم نماید. Lomnický^{۱۵} و همکاران (۲۰۱۹) میزان آشفتگی انسان و عوامل استرس‌زای انسانی در تالاب‌های سراسر ایالات متحده را کمی‌سازی نمودند. آن‌ها انواع، وسعت و اندازه فعالیت‌های انسانی را به‌عنوان شاخص‌های تنش احتمالی بر نمونه‌هایی از ۱۱۳۸ منطقه تالابی که نماینده جمعیت هدف ۲۵۱۵۴۶ کیلومتر مربع از تالاب‌ها در ایالات متحده است، تعیین کردند. مشاهدات به‌دست آمده در پنج نوع فعالیت انسانی (کلاس‌ها) گروه‌بندی شده و سپس یک شاخص کلی فعالیت

و شانون، به‌ترتیب روند مشابهی را در روماسالا (۳/۱۷ و ۹/۴۲)، گاله (۳/۱۳ و ۷/۲۱) و اوناواتونا (۶/۷۴ و ۲/۹۰) نشان می‌دهند. Duraes and Mello^{۱۶} (۲۰۱۴) به بررسی شاخص آشفتگی هیدرولوژی-رسوبی (HSDI یا Hydrosedim) برای آبخیزهای ایالت Minas Gerais پرداختند. داده‌های مورد استفاده برای توسعه HSDI برگرفته از پایگاه‌های داده هیدرولوژیکی، اقلیمی و کیفیت آب و به‌طور مشخص شامل وضعیت شبکه انتقال فاضلاب (ST)^{۱۷}، تنش هیدرولوژیکی (HS)^{۱۸}، افت سطح آب زیرزمینی^{۱۹} (Rec) و پتانسیل فرسایش خاک^{۲۰} (SEP) بوده است. نتایج نشان داد که انتقال رسوب و تغذیه آب زیرزمینی به‌ترتیب دارای بیش‌ترین (۰/۳۲۷) و کم‌ترین وزن (۰/۰۹۸) بوده‌اند. همچنین، پتانسیل فرسایش فعلی خاک (SEP) دارای دومین رتبه وزنی (۰/۲۹۱) و پس از آن تنش هیدرولوژیکی (۰/۲۸۴) به‌دلیل فشارهای اقتصادی و اجتماعی ناشی از تقاضاهای انسانی، آشفتگی‌های قابل توجهی ایجاد کرده‌اند. Zhang and Chen^{۲۱} (۲۰۱۴) برای ارزیابی آشفتگی‌های انسانی در بوم‌سازگان‌های رودخانه با در نظر گرفتن توزیع مکانی فعالیت‌های انسانی در حوضه رودخانه هایه چین (HRB)^{۲۲}، یک شاخص خطر اکولوژیکی (ERI)^{۲۳} ارائه کردند. در این شاخص عوامل استرس‌زای فعالیت‌های انسانی شامل جمعیت، سطوح نفوذناپذیر، تراکم دام، کاربری زمین کشاورزی، صنعت، کود، سموم دفع آفات، تأسیسات حفاظت از آب و جاده‌ها بر شمرده شده است. در مجموع از ۴۲۳ واحد ارزیابی، دو نوع شاخص شامل ERI (با در نظر گرفتن همه عوامل استرس‌زا) و ERI-D (بدون در نظر گرفتن مخازن و آبیگرها)، برای اهداف مختلف مدیریت بررسی شدند. همه عوامل استرس‌زا و هر دو شاخص خطر محیط زیستی (ERI و ERI-D) در چهار سطح پایین، متوسط، زیاد و بسیار زیاد رتبه‌بندی شدند. بیش‌ترین درصد ERI-D با سطح بسیار زیاد در ژانگ وی (۲۳ درصد) به‌دست آمد. ظرفیت ذخیره‌سازی مخزن نیز با دومین فراوانی و بیش‌ترین تعداد دریاچه، در بیسی (۵۵۰۸۶ مترمکعب بر کیلومتر مربع) دارای بیش‌ترین مقدار ERI با سطح بسیار زیاد (۴۵/۹ درصد) است. نتایج نشان داد که ERI و ERI-D می‌توانند نمای کلی از الگوی فضایی عوامل استرس‌زای انسانی مربوط به بوم‌سازگان‌های رودخانه را در یک منطقه جغرافیایی بزرگ ارائه دهند. De Montisa^{۲۴} (۲۰۱۷) به بررسی تکه‌شدگی سیمای سرزمین در دو منطقه اروپایی ساردینیا در ایتالیا (از ۲۰۰۳ تا ۲۰۰۸) و اندلس در اسپانیا (از ۲۰۰۵ تا ۲۰۰۹) واقع در مدیترانه اروپا

۱ - Hydrosedimentological Disturbance Index (HSDI)

۲ - Sediment Transport

۳ - Hydrological Stress

۴ - Groundwater Recharge

۵ - Soil Erosion Potential

۶ - Haihe River Basin

۷ - Ecological Risk Index

۸ - Infrastructural Fragmentation Index

۹ - Urban Fragmentation Index

۱۰ - Connectivity Index

۱۱ - Songhua

۱۲ - Social Ecological-Technological Systems

۱۳ - Baltimore

۱۴ - Phoenix

آتش‌سوزی در کنار عوامل خاکی و توپوگرافی تأثیرگذارترین عوامل بر ترکیب گیاهی است. قربانی و همکاران (۱۳۹۷) به بررسی تعیین وضعیت آشفته‌گی مکانی در بخش جنگلی پارک ملی گلستان پرداختند. در این پژوهش با استفاده از فن‌آوری سنجش از دور، سنج‌های سیمای سرزمین^۳ و سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS)^۴ نقشه دقیق پوشش زمین سال ۱۳۹۵ را به روش تفسیر تلفیقی از داده‌های سنجنده OLI ماهواره لندست ۸ تهیه کردند. در این مطالعه از ۱۲ سنجه مکانی سیمای سرزمین برای تعیین مشخصات کمی، چگونگی توزیع مکانی، ارتباطات و ترکیب‌بندی لکه‌های غیرجنگلی استفاده کردند. نتایج نشان داد که طبقه‌های یادشده به ترتیب ۴۸/۵۳، ۱۶/۱۵، ۱۹/۹۰ و ۱۵/۴۲ درصد از منطقه را پوشش می‌دهند. آن‌ها دریافتند که با رویکرد مورد استفاده در این پژوهش می‌توان نقشه آشفته‌گی مکانی مناطق جنگلی تحت مدیریت را به صورت دوره‌ای تهیه و به‌عنوان یکی از ابزارهای پایش به‌کار برد. نصیری و همکاران (۱۳۹۹) با هدف ارائه روشی برای کمی‌سازی تغییرات آشفته‌گی مکانی بر پایه سنج‌های سیمای سرزمین در منطقه حفاظت شده ارسباران به مطالعه پرداختند. در این مطالعه از تصاویر ماهواره لندست برای تهیه نقشه‌های کاربری اراضی سال‌های ۱۳۶۹ و ۱۳۹۳ استفاده شد. نتایج نشان داد که در هر دو مقطع زمانی، بیش‌ترین آشفته‌گی (طبقه آشفته‌گی زیاد) در اطراف مناطق مسکونی و کشاورزی و کم‌ترین آشفته‌گی در مناطق کوهستانی و دور از دسترس که عمدتاً جنگل‌های پیوسته و مترکماند، مشاهده شد. نتایج نشان داد که میزان آشفته‌گی در سال ۱۳۹۳ صورت گرفته که تغییر کاربری از جنگل به مرتع با مساحت ۱۷۰/۲۴ هکتار بیش‌ترین سهم را در آن داشته است. در جدول ۱ خلاصه‌ای از مطالعات انجام شده در زمینه ارزیابی آشفته‌گی انسانی بوم‌سازگان همراه با شاخص‌ها و روش‌های ارائه شده برای ارزیابی و نتایج آن نشان داده شده است.

آشفته‌گی انسانی (HDAI)^۱ تعریف شد. نسبت منطقه تالابی بدون هیچ‌گونه نشانه‌ای از فعالیت آشفته‌گی انسانی (HDAI= 0) در محدوده‌ای به قطر ۱۴۰ متر در بین مناطق مختلف بسیار متفاوت ارزیابی شد. بیش از ۷۵ درصد از تالاب‌های با پوشش درختی در معرض سطوح بالای خندق، سله‌شدگی و تخریب پوشش گیاهی قرار دارد که بیش‌ترین میزان آشفته‌گی را به خود اختصاص داده است. Haq^۲ و همکاران (۲۰۲۱) به بررسی نقش عوامل انسانی در تأثیرگذاری بر ترکیب جامعه جنگلی و الگوهای پوشش گیاهی رشته‌کوه پیرپانچل^۲ در کشمیر هیمالیا پرداختند. آن‌ها از یک روش نمونه‌گیری تصادفی سیستماتیک برای به‌دست آوردن داده‌های مربوط به تنوع فلورستیک در چهار بخش جنگلی محدوده مورد مطالعه استفاده کردند. سطح آشفته‌گی را بر اساس ارزیابی بصری در داخل و اطراف هر یک از محوطه‌های جنگل مشخص کرده و شاخص‌های ارزش اهمیت همراه با داده‌های محیط زیستی محفظه‌های نمونه‌گیری شده را با استفاده از تکنیک‌های تجزیه و تحلیل خوشه‌ای، تحلیل کردند. شاخص‌های تنوع جامعه گیاهی با کاهش سطح آشفته‌گی‌های انسانی مرتبط ارزیابی شد. به‌نحوی که ویژگی‌های گیاهی مانند سطح پایه درخت و تراکم با افزایش سطح آشفته‌گی‌های انسانی ارتباط معکوس داشت. این مطالعه، با استفاده از روش‌های استاندارد آماری، به‌طور تجربی شدت تأثیرات انسانی در هر بخش جنگلی را مشخص کرده و رابطه بین این تأثیرات و الگوهای پوشش جنگلی را تجزیه و تحلیل کرده است. نتایج این تحقیق به درک بهتر نقش عوامل انسانی در تأثیرگذاری بر ترکیب جامعه جنگل‌ها کمک می‌کند که به نوبه خود مدیریت پایدار جنگل و حفاظت از تنوع زیستی را تقویت می‌کند. در ایران نیز پاشانژاد و همکاران (۱۳۹۵) با هدف شناسایی پهنه‌های آسیب‌پذیر (در قالب نظام تقسیمات سیاسی) در سازمان فضایی منطقه کرانه شرقی دریاچه ارومیه ناشی از تغییرات بوم‌شناختی سال‌های گذشته با توجه به شاخص‌های اجتماعی، اقتصادی و محیط زیستی به مطالعه پرداختند. برای مشخص کردن پهنه‌های موجود در نظام سکونت‌گاهی و مکانی کردن آن از نرم‌افزار ArcGIS و تلفیق روش‌های تصمیم‌گیری چندشاخصه (تاپسیس) استفاده شد. نتایج به‌دست آمده نشان داد که بیش‌ترین میزان آسیب‌پذیری در سه شهرستان آذرشهر، عجب‌شیر و بناب است. همچنین، سکونت‌گاه‌های روستایی با کم‌ترین فاصله از دریاچه با تهدید جدی ناشی از عواقب خشک شدن دریاچه روبه‌رو هستند. میردودی و همکاران (۱۳۹۶) تأثیر عوامل آشفته‌گی چرای دام و آتش‌سوزی بر پوشش گیاهی جنگل‌های دانه‌زاد بلوط پارک دالاب در استان ایلام را در مقایسه با مناطق کم‌تر دست‌خورده مورد بررسی قرار دادند. در این راستا، از مدل‌های غالبیت تنوع گونه‌ای استفاده کردند و به این نتیجه رسیدند که در رسته‌بندی تحلیل تطبیقی طبقات آشفته‌گی، چرای دام و

³ - Landscape Metrics

⁴ - Geographic Information System

¹ - Human Disturbance Activity Index

² - Pir Panjal

جدول ۱- خلاصه پیشینه مطالعات انجام شده و روش کار آن‌ها در ارزیابی آشفته‌گی انسانی

ردیف	نویسندگان	محل مورد مطالعه	موضوع مورد بحث	معیار و شاخص‌ها	نتایج
۱	Samejima و همکاران (۲۰۰۴)	ساراواک مالزی	اثرات آشفته‌گی‌های انسانی بر روی یک جامعه زنبور عسل بدون نیش در یک جنگل استوایی	بررسی ساختار جنگل و فعالیت گلدهی یک سرشماری لانه، یک بررسی طعمه تله زنبورهای بدون نیش	آشفته‌گی‌های انسانی ترکیب گونه‌های جامعه زنبورهای نیش‌گون را تغییر می‌دهد. چنین تغییراتی در جامعه زنبورها ممکن است موفقیت تولیدمثل گیاهان و در نهایت ترکیب جنگل را نیز تحت تأثیر قرار دهد.
۲	Amsalu و همکاران (۲۰۰۶)	اتیوپی	بررسی تغییرات کاربری اراضی در آشفته‌گی‌های حوزه‌های آبخیز	نقشه پوشش گیاهی	کاهش سطح جنگل و تبدیل آن به اراضی کشاورزی
۳	Mildrexler و همکاران (۲۰۰۹)	آمریکای شمالی	آزمایش شاخص آشفته‌گی جهانی MODIS	الگوریتم شاخص آشفته‌گی جهانی MGDI	نتایج حاصل از MGDI نشان داد که ۱/۵ درصد (۱۹۵۵۸۰ کیلومتر مربع) از بوم‌سازگان‌های جنگلی در آمریکای شمالی در سال ۲۰۰۵ و ۰/۵ درصد (۶۷۴۵۱ کیلومتر مربع) در سال ۲۰۰۶ دچار آشفته‌گی شده‌اند.
۴	Falcone و همکاران (۲۰۱۰)	غرب ایالات متحده	کمی سازی آشفته‌گی انسانی در آبخیزها	مجموعه‌ای از متغیرها، روش‌های امتیازدهی و وزن‌دهی ۳۳ عامل متشکل از شاخص‌های انسانی، کیفیت آب، هیدرولوژیکی، فیزیکی و محیطی آشفته‌گی احتمالی	نتایج نشان داد که شاخص‌های توسعه یافته از ترکیب چند متغیر بهتر از کاربرد هر متغیر به‌طور جداگانه عمل کرده‌اند.
۵	Deepananda and Macusi (۲۰۱۳)	جزیره پناهگاه دریایی روماسالا، گاله و اوناواتونا	تأثیر آشفته‌گی انسانی بر کاهش تنوع گونه‌ها در سواحل صخره‌ای گرمسیری	تحلیل‌های تک متغیره، سطح منحنی گونه‌ها و شاخص‌های تنوع	نتایج به‌دست آمده از شاخص آشفته‌گی ماکروفون ^۱ و ماکروفلور ^۲ در مکان‌های مکرر بازدید شده توسط انسان مانند گاله و اوناواتونا نشان می‌دهد که حضور انسان‌ها بر حیات آبریان تأثیر منفی می‌گذارد. در مقابل، آشفته‌گی‌های انسانی تأثیر کم‌تری در روماسالا داشته است. گونه‌های ماکروبتیک بیش‌تری در روماسالا (۸۱) نسبت به گاله (۵۹) یا اوناواتونا (۵۲) وجود داشته و شاخص‌های تنوع مارگالف و شانون، به‌ترتیب روند مشابهی را در روماسالا (۹/۴۲ و ۳/۱۷) و گاله (۷/۲۱ و ۳/۱۳) و اوناواتونا (۶/۷۴ و ۲/۹۰) نشان می‌دهند.
۶	Duraes and Mello (۲۰۱۴)	ایالت Minas Gerais	بررسی شاخص آشفته‌گی هیدرولوژی رسوبی برای حوزه آبخیز	وضعیت شبکه انتقال فاضلاب (ST)، تنش هیدرولوژیکی (HS)، افت سطح آب زیرزمینی (Rec) و پتانسیل فرسایش خاک (SEP)	انتقال رسوب و تغذیه آب زیرزمینی به‌ترتیب دارای بیش‌ترین (۰/۳۲۷) و کم‌ترین وزن (۰/۰۹۸) بوده‌اند. همچنین، پتانسیل فرسایش فعلی خاک (SEP) دارای دومین رتبه وزنی (۰/۲۹۱) و پس از آن تنش هیدرولوژیکی (۰/۲۸۴) به‌دلیل فشارهای اقتصادی و اجتماعی ناشی از تقاضاهای انسانی، آشفته‌گی‌های قابل توجهی ایجاد کرده‌اند.
۷	Zhang and Chen (۲۰۱۴)	رودخانه هایهه	ارزیابی آشفته‌گی‌های انسانی در	شاخص خطر محیط زیستی (ERI) و	نتایج نشان داد که ERI و ERI-D

1- Macrofauna

2- Macroflora

می‌توانند نمای کلی از الگوی فضایی عوامل استرس‌زای انسانی مربوط به بوم‌سازگان‌های رودخانه را در یک منطقه جغرافیایی بزرگ ارائه دهند.	(ERI-D)	بوم‌سازگان‌های رودخانه‌ای	چین		
مناطق ساحلی به‌طور کلی به‌علت استفاده زیاد از سطح فشار بالایی برخوردار هستند و زیرساخت‌های حمل و نقل سریع و سکونتگاه‌های جدید بیش‌ترین میزان تکه‌شدگی را نشان می‌دهند.	شاخص تکه‌شدگی زیرساخت، تقارن شهری و شاخص اتصال	بررسی تکه‌شدگی سیمای سرزمین	ساردینیا در ایتالیا	De Montis و همکاران (۲۰۱۷)	۸
تحلیل حساسیت نشان داد که تغییر در توسعه کشاورزی تا حد زیادی امنیت بوم‌شناختی حوضه را تغییر داده است.	شاخص تهدید اکولوژیکی اصلاح شده	ارزیابی امنیت محیط زیستی	رودخانه سانگ هواواقع در شمال شرقی چین	Shen و همکاران (۲۰۱۷)	۹
نتایج نشان داد که این چارچوب به‌راحتی با مجموعه‌های شهری سازگار است و ترکیب محرک‌ها و پاسخ‌دهندگان اجتماعی و فن‌آوری می‌تواند بینش‌های بیش‌تری را فراهم نماید.	محرک‌های محیطی، ویژگی‌های اولیه سیستم و مکانیسم‌های فیزیکی و بیولوژیکی، مانند رسوب، تراکم و آتش‌سوزی	مطالعه بررسی مفهوم بوم‌شناختی آشفستگی در سیستم‌های اجتماعی-اکولوژیکی-فن‌آوری شهری کاربرد دارد یا نه	بالتیمور و فینیکس	Grimm و همکاران (۲۰۱۷)	۱۰
بیش از ۷۵ درصد از تالاب‌های با پوشش درختی در معرض سطوح بالای خندق، سله‌شدگی و تخریب پوشش گیاهی قرار دارد که بیش‌ترین میزان آشفستگی را به خود اختصاص داده است.	شاخص کلی فعالیت آشفستگی انسانی (HDAI)	کمی‌سازی میزان فعالیت‌های آشفستگی انسانی و عوامل استرس‌زای انسانی	تالاب‌های سراسر ایالات متحده	Lomnický و همکاران (۲۰۱۹)	۱۱
نتایج این تحقیق به درک بهتر نقش عوامل انسانی در تأثیرگذاری بر ترکیب جامعه جنگل‌ها کمک می‌کند که به نوبه خود مدیریت پایدار جنگل و حفاظت از تنوع زیستی را تقویت می‌کند.	روش نمونه‌گیری تصادفی سیستماتیک	بررسی نقش عوامل انسانی در تأثیرگذاری بر ترکیب جامعه جنگلی و الگوهای پوشش گیاهی	رشته‌کوه پیرپانچل در کشمیر هیمالیا	Haq و همکاران (۲۰۲۱)	۱۲
بیش‌ترین میزان آسیب‌پذیری در سه شهرستان آذرشهر، عجب‌شیر و بناب است. هم‌چنین، سکونت‌گاه‌های روستایی با کم‌ترین فاصله از دریاچه با تهدید جدی ناشی از عواقب خشک شدن دریاچه روبه‌رو هستند.	شاخص‌های آسیب‌پذیر اجتماعی، اقتصادی و محیط زیستی	شناسایی پهنه‌های آسیب‌پذیر ناشی از تغییرات بوم‌سازگان در سازمان فضایی	منطقه کرانه شرقی دریاچه ارومیه	پاشانزاد و همکاران (۱۳۹۵)	۱۳
در رسته‌بندی تحلیل تطبیقی طبقات آشفستگی، چرای دام و آتش‌سوزی در کنار عوامل خاکی و توپوگرافی تأثیرگذارترین عوامل بر ترکیب گیاهی است.	مدل‌های غالبیت تنوع گونه‌ای	تأثیر عوامل آشفستگی چرای دام و آتش‌سوزی بر پوشش گیاهی	جنگل‌های بلوط غرب ایران	میرداودی و همکاران (۱۳۹۶)	۱۴
با رویکرد مورد استفاده در این پژوهش می‌توان نقشه آشفستگی مکانی مناطق جنگلی تحت مدیریت را به‌صورت دوره‌ای تهیه و به‌عنوان یکی از ابزارهای پایش به‌کار برد.	فن‌آوری سنجش از دور، سنجه‌های سیمای سرزمین و سامانه اطلاعات جغرافیایی	بررسی تعیین وضعیت آشفستگی مکانی در بخش جنگلی	پارک ملی گلستان	قربانی و همکاران (۱۳۹۷)	۱۵
نتایج نشان داد که میزان آشفستگی در سال ۱۳۹۳ صورت گرفته که تغییر کاربری از جنگل به مرتع با مساحت ۱۷۰/۲۴ هکتار بیش‌ترین سهم را در آن داشته است.	سنجه‌های سیمای سرزمین و سامانه اطلاعات جغرافیایی	ارائه روشی برای کمی‌سازی تغییرات آشفستگی مکانی بر پایه سنجه‌های سیمای سرزمین	منطقه حفاظت شده ارسباران	نصیری و همکاران (۱۳۹۹)	۱۶

و شاخص‌های مختلف ارزیابی آشفستگی بوم‌سازگان به اجرا در آمده است. در راستای دستیابی به هدف مورد نظر، برای جمع‌آوری اطلاعات تخصصی مورد مطالعه از روش بررسی اسناد (تحقیقات علمی و پژوهشی، پایگاه‌های اطلاعاتی اینترنتی) استفاده شد و رویکردها و شاخص‌های مختلف ارزیابی آشفستگی بوم‌سازگان استخراج و مورد بررسی و تحلیل قرار گرفتند. در جدول ۲ خلاصه ای از رویکردهای ارایه شده در زمینه ارزیابی آشفستگی بوم‌سازگان نشان داده شده است.

مقایسه بین جوامع، ملت‌ها و یا مناطق مطالعاتی از نظر تهدیدات آینده به‌منظور شناسایی اقدامات برای کاهش اثرات آشفستگی موجب بروز گوناگونی در آشفستگی‌ها، متغیرها، شاخص‌ها و روش‌های سنجش و ارزیابی آن‌ها شده است. به‌همین دلیل، کسب اطلاعات جامع در این زمینه در اتخاذ تصمیمات راهبردی بهینه مدیریت و حفاظت منابع طبیعی و محیط زیست با صرف کم‌ترین زمان و هزینه در تخصیص بودجه و سایر منابع مورد نیاز نقش کلیدی ایفا نماید.

روش تحقیق

این یک پژوهش مروری است که با هدف تبیین و تحلیل رویکردها

جدول ۲- خلاصه‌ای از رویکردهای ارایه شده در زمینه ارزیابی آشفستگی بوم‌سازگان

منبع	کاربرد	معیارها	شاخص
De Montis و همکاران، ۲۰۱۷	بررسی تکه‌شدگی سیمای سرزمین	تکه‌شدگی زیرساخت (IFI)، تکه‌شدگی شهری (UFI) و شاخص اتصال (CI)	رویکرد مبتنی بر پویایی تکه‌شدگی چشم‌انداز
Duraes and Mello، ۲۰۱۴	ارزیابی سناریوهای مدیریتی مختلف، شناسایی مناطق بحرانی، کمک به برنامه‌ریزی و تخصیص منابع طبیعی و مقایسه زیرحوضه‌های مختلف از نظر کیفیت محیط زیستی	انتقال رسوب (ST)، تنش هیدرولوژیکی (HS)، تغذیه آب زیرزمینی (Rec) و پتانسیل فرسایش خاک (SEP)	شاخص آشفستگی هیدرولوژی-رسوبی (HSDI)
Lomnický و همکاران، ۲۰۱۹	ارزیابی انواع، وسعت و اندازه فعالیت‌های انسانی بر اساس داده‌های مشاهدات میدانی	کشاورزی، توسعه مسکونی و شهری، صنعتی، هیدرولوژیکی و زیستگاهی	شاخص آشفستگی فعالیت انسانی (HDAI)
Mildrexler و همکاران، ۲۰۰۹	نقشه‌برداری از آشفستگی در مقیاس بزرگ و منظم	طیف‌سنجی تصویربرداری با وضوح متوسط (MODIS)، دمای سطح زمین (LST)، و پوشش گیاهی بارزسازی شده (EVI)	الگوریتم شاخص آشفستگی جهانی (MGDI)
Zhang and Chen، ۲۰۱۴	برای شناسایی ریسک نسبی ناشی از فعالیت‌های انسانی، ارائه نمای کلی از الگوی فضایی عوامل استرس‌زای انسانی مربوط به بوم‌سازگان‌های رودخانه در یک منطقه جغرافیایی بزرگ	جمعیت، سطح غیرقابل نفوذ، احتشام، کاربری اراضی کشاورزی، صنعت، کودها، سموم دفع آفات، تأسیسات حفاظت از آب و جاده‌ها	شاخص ریسک بوم‌شناختی (ERI)
درویش صفت و همکاران، ۱۳۹۶؛ قربانی و همکاران، ۱۳۹۷؛ نصیری و همکاران، ۱۳۹۹	تعیین وضعیت آشفستگی مکانی در بوم‌سازگان های گوناگون با استفاده از فن‌آوری سنجش از دور، سنجش‌های سیمای سرزمین و GIS	سنجش‌های سیمای سرزمین به‌عنوان مثال شامل MESH، SPLIT، CONTIG-MN، FRAC-MN، LPI، ENN-MN، PD، NP، SHAPE-MN، PLAND، DIVISION، AREA-MN	مدل‌سازی آشفستگی مکانی با استفاده از سنجش‌های سیمای سرزمین
Falcone و همکاران، ۲۰۱۰	کمی‌سازی آشفستگی انسانی در حوزه آبخیز با استفاده از معیارهای کمی	۳۳ عامل متشکل از شاخص‌های انسانی، کیفیت آب، هیدرولوژیکی، فیزیکی و محیطی آشفستگی احتمالی (تراکم جمعیت (روستایی و شهری)، تراکم واحد مسکن، تراکم جاده، شاخص‌های مندرج از نقشه کاربری اراضی، آفت‌کش و کودها، جریان‌های دارای کد کانال/گودال/خط لوله در حوزه آبخیز، فاصله خطی محل نمونه‌برداری تا نزدیک‌ترین کانال/خندق/خط لوله، تراکم دبی حوضه، ذخیره سد، تراکم سد، فاصله خطی محل نمونه‌برداری تا نزدیک‌ترین سدها و تراکم زیرحوضه‌های عملیات معدنی)	کمی‌سازی آشفستگی‌های انسانی به روش EMAP
میرداوودی و همکاران، ۱۳۹۵	ارزیابی تنوع گونه‌ای با استفاده از مدل غالبیت تنوع	پوشش گیاهی، خصوصیات خاک (بافت خاک، اسیدیته، درصد مواد خنثی‌شونده، فسفر و پتاسیم قابل جذب، کربن آلی، ازت کل، رطوبت حجمی خاک، فشردگی خاک، وزن مخصوص ظاهری خاک، درصد پروژیت، درصد خاک لخت، درصد لاش‌برگ در سطح قطعه نمونه)، شدت چرا و سایر متغیرهای محیطی	مدل‌های غالبیت تنوع گونه‌ای
Haq و همکاران، ۲۰۲۱	درک بهتر نقش عوامل انسانی در تأثیر بر ترکیب جامعه جنگلی	روش نمونه‌گیری تصادفی ^۱ برای به‌دست آوردن داده‌های مربوط به تنوع گل‌شناسی در هشت قطعه مربعی شکل	ارزیابی آشفستگی‌های انسانی بر ویژگی‌های پوشش گیاهی توده‌های جنگلی

نتایج و بحث

بر اساس مرور منابع به‌طور مشخص، ۱۶ مطالعه خارجی و داخلی در زمینه محاسبه و تحلیل شاخص آشفستگی انسانی یافت شد و مورد بررسی قرار گرفت. در پژوهش‌های خارج از کشور، اولین مطالعاتی که به‌طور صریح به ارزیابی شاخص‌های آشفستگی انسانی پرداخته شده به سال ۲۰۰۴ و در ایران به سال ۱۳۹۵ بر می‌گردد. هر چند به‌طور غیرمستقیم این موضوع در مطالعات مختلف مورد توجه قرار گرفته است، اما کم‌تر با استفاده از رویکردهای معین ارزیابی آشفستگی انسانی به تحلیل و بررسی پرداخته‌اند. در بین ۱۶ منبع مورد مطالعه، ۹ رویکرد برای ارزیابی آشفستگی انسانی در نظر گرفته شده که غالباً در آمریکا، مدیترانه، چین، ایتالیا، اسپانیا، برزیل و ایران متمرکز شده‌اند و در ادامه به تشریح هر کدام از این رویکردها پرداخته شده است.

رویکرد مبتنی بر پویایی تکه‌شدگی چشم‌انداز: این رویکرد بر اساس تلفیق سه شاخص تکه‌شدگی زیرساخت (IFI)، تکه‌شدگی شهری (UFI) و شاخص اتصال (CI) محاسبه می‌شود. تکه‌شدگی سیمای سرزمین (LF)^۲ فرآیندی است که در آن زیستگاه‌های بزرگ (که لکه نامیده می‌شوند) کوچک‌تر و از هم جدا می‌شوند (جاگر^۳، ۲۰۰۰؛ سازمان محیط زیست اروپا^۴، ۲۰۱۱). LF مربوط به "تبدیل گسترده مناظر طبیعی برای استفاده انسان" است (Harrison و همکاران، ۲۰۱۲) و به اثرات منفی بر تنوع زیستی تأکید دارد (به‌عنوان مثال، Gibson et al., 2013). در معیارهای LF، بر تکه‌شدگی ناشی از زیرساخت‌های حمل و نقل و سکونتگاه‌های انسانی، UFI بر گسترش سکونتگاه‌ها و محیط شهری و در CI نیز بر اساس نوع مانع، فاصله مؤثر، منطقه در دسترس، توزیع کاربری‌ها و نوع زیستگاه تمرکز شده است (De Montisa et al., 2017).

LF ناشی از جاده‌ها و راه‌آهن‌ها را می‌توان با استفاده از شاخص‌هایی مانند IFI ارزیابی کرد که مورد توجه برخی از محققان قرار گرفته است (Rmano and Tamburini, 2001; Rmano, 2002; Bruschi et al., 2015). شاخص تکه‌شدگی زیرساخت (IFI) که برای اندازه‌گیری تکه‌شدگی سیمای سرزمین ناشی از زیرساخت‌های حمل و نقل مفید است بر اساس رابطه‌های ۱ و ۲ محاسبه می‌شود. در رابطه ۱ که توسط De Montisa و همکاران (۲۰۱۷) ارائه شده، از متغیرهای Li طول جاده i یا زیرساخت راه آهن، O_i ضریب انسداد بدون بعد زیرساخت i ، تعداد تکه‌هایی که در واحد اراضی توسط زیرساخت‌ها تکه تکه شده است، Pt محیط واحد اراضی و At مساحت واحد اراضی استفاده شده است. در رابطه ۲ که توسط La Rovere و همکاران

(۲۰۰۶) ارائه شده، Li طول جاده i یا زیرساخت راه آهن، Q_i ضریب انسداد زیرساخت i و At مساحت واحد اراضی است.

$$IFI = \frac{(\sum_{i=1}^{i=n} Li \cdot Q_i) \cdot N \cdot Pt}{At} \quad (1)$$

$$IFI = \frac{(\sum(Li \cdot Q_i))}{St} \quad (2)$$

این شاخص، یک اندازه‌گیری کمی از تکه‌شدگی چشم‌انداز ارائه می‌دهد و می‌توان از آن در رویکردهای مقایسه‌ای استفاده کرد. همچنین دارای معیاری شامل اندازه‌گیری دقیق‌تر نیاز به استفاده از داده‌ها در مورد تراکم ترافیک بر اساس ساعت، روز، ماه و فصل دارد و IFI با گسترش سطح LU افزایش می‌یابد، بنابراین باید برای مناطق تقریباً یکسان محاسبه شود. شاخص تکه‌شدگی شهری (UFI) یک اندازه‌گیری کمی از تکه شدن سیمای سرزمین ناشی از سکونتگاه‌ها ارائه می‌دهد که با استفاده از رابطه‌های ۳ و ۴ محاسبه می‌شود (Rmano and Zullo, 2013).

$$UFI = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} Si}{A} \cdot \frac{\sum_{i=1}^{i=n} Pi}{\sqrt{\pi \sum_{i=1}^{i=n} Si}} \quad (3)$$

$$UFI = \frac{(\sum_{i=1}^{i=n} Lmax_i \cdot S_i \cdot O_i)}{A_t} \quad (4)$$

در رابطه ۳، Si و pi مساحت و محیط منطقه شهری i است. همچنین، در رابطه ۴ منظور از $Lmax_i$ حداکثر طول آیین مانع شهری در داخل واحد اراضی، Si مساحت مانع شهری i ، O_i ضریب انسداد مانع شهری i و At مساحت واحد اراضی است (Astiaso Garcia et al., 2013). شاخص اتصال (CI) با در نظر گرفتن پیکربندی فضایی کاربری‌های مصنوعی و طبیعی زمین و موانع زیرساختی، در قلمروهای بزرگ، اتصال بین تمام تکه‌ها را تخمین می‌زند که از طریق رابطه ۵ برآورد می‌شود (Mancebo Quintana et al., 2010).

$$CI_i = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{A_j}{de_{i,j}}}{2\pi de_{max}} \quad (5)$$

در این رابطه، $de_{i,j}$: فاصله مؤثر، A_j مساحت هر مقصد و $2\pi de_{max}$ حداکثر مقدار ممکن از شمارنده است. همچنین در کنار CI، معمولاً به محاسبه شاخص اتصال محیط زیستی (ECI) پرداخته می‌شود. این شاخص ارتباط بوم‌سازگان سیمای سرزمین را بر اساس مجموعه‌ای از مناطق عملکردی بوم‌شناختی و مدل فاصله هزینه محاسباتی که شامل اثر مانع است، تشخیص می‌دهد (رابطه ۶: Marulli and Mallarach, 2005).

$$ECI = 10 - 9 \frac{\ln(1 + (x_i - x_{min}))}{\ln(1 + (x_{max} - x_{min}))^3} \quad (6)$$

در این رابطه x_i ارزش فاصله هزینه در یک پیکسل تطبیق داده شده و x_{max} و x_{min} حداکثر و حداقل مقادیر اقتباس شده هزینه-فاصله در یک منطقه معین هستند. علاوه بر این، احتمال اتصال (PC)، شاخص اتصال را بر اساس مفهوم در دسترس بودن

^۱- Landscape Fragmentation Dynamics

^۲- Landscape Fragmentation

^۳- Jaeger

^۴- European Environment Agency

است که متغیرهای مورد استفاده در محاسبه این شاخص بایستی به صورت استاندارد شده بین صفر تا یک باشند که معمولاً با استفاده از رابطه ۹ استانداردسازی صورت می‌گیرد.

$$X_{i\text{normalized}} = \frac{(X_i - X_{\min})}{X_{\max} - X_{\min}} \quad (9)$$

زیستگاه، احتمال پراکندگی بین تکه‌های زیستگاه و ساختارهای نموداری اندازه‌گیری می‌کند (رابطه ۷؛ Saura and Pascual- (Hortal, 2007; Gurrutxaga et al., 2011).

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ji}^*}{A_L^2} \quad (7)$$

در این رابطه، منظور از a_i و a_j مساحت زیستگاه تکه‌های i و j ، A_L کل مساحت چشم‌انداز و p_{ji}^* حداکثر احتمال تولید تمام مسیرهای ممکن بین تکه‌های i و j است. کاربرد آن به هنگام ارزیابی اثرات طرح‌های منطقه‌ای و شهری و مقایسه گزینه‌های مختلف مدیریتی مفید است. همچنین از معایب آن این است که نمی‌تواند اتصال را در یک تکه منفرد اندازه‌گیری کند، به عبارتی کمیت کل چشم‌انداز را تعیین کرده اما نوع موانع را متمایز نمی‌کند.

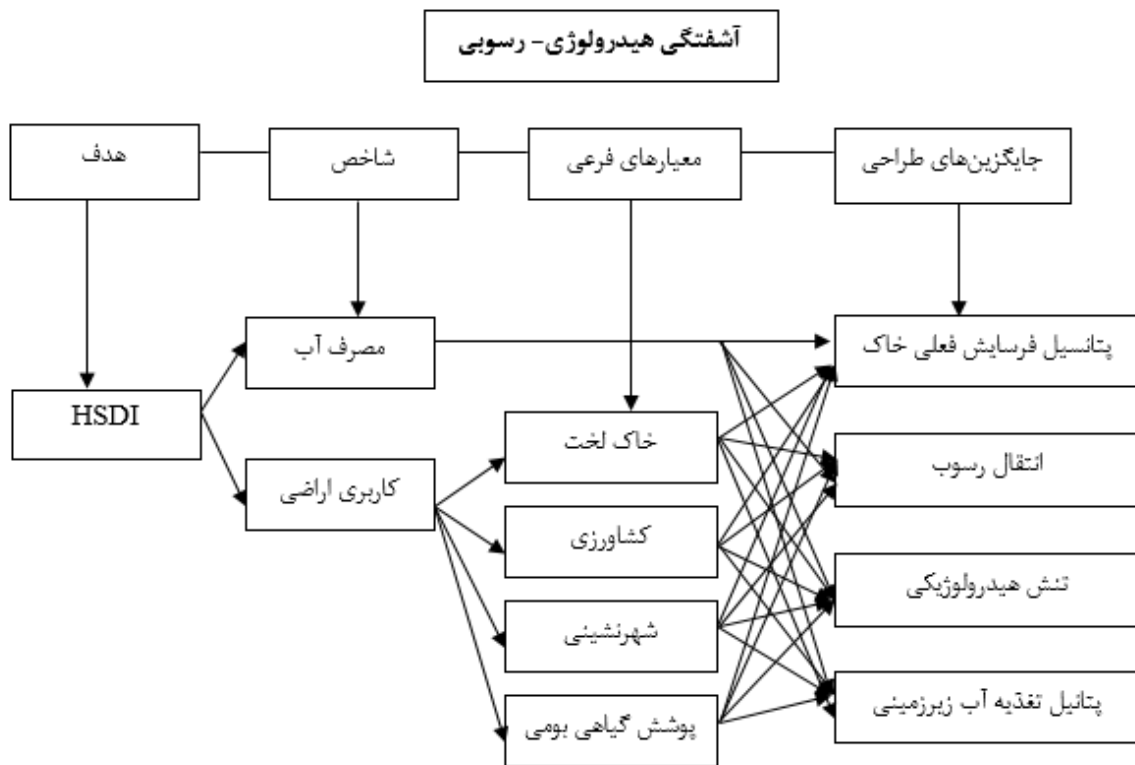
شاخص آشفستگی هیدرولوژی-رسوبی (HSDI):

این شاخص برای ارزیابی سناریوهای مدیریتی مختلف، شناسایی مناطق بحرانی، کمک به برنامه‌ریزی و تخصیص منابع طبیعی و مقایسه زیرحوضه‌های مختلف از نظر کیفیت محیط زیستی ارائه شده است. نحوه محاسبه این شاخص در رابطه ۸ ارائه شده است (Duraes and Mello, 2014):

$$HSDI = \sum (w_1 \cdot ST + w_2 \cdot SEP + w_3 \cdot HS + w_4 \cdot Rec) \quad (8)$$

این شاخص در حوزه آبخیز ایالت میناس گراس از پایگاه اطلاعاتی هیدرولوژی، اقلیمی و کیفیت آب تهیه شده است که استفاده از معیارهای انتقال رسوب (ST)، تنش هیدرولوژیکی (HS)، تغذیه آب زیرزمینی (Rec) و پتانسیل فرسایش خاک (SEP) را برجسته می‌کند (شکل ۲). در این رابطه، انتقال رسوب (ST) بر اساس مجموعه داده‌های اندازه‌گیری کل رسوبات معلق و جریان آن‌ها و منحنی‌های دبی محاسبه می‌شود. همچنین، تنش هیدرولوژیکی (HS) شامل تجزیه و تحلیل رابطه بین حجم متوسط و جریان حداقل (Q90% یا Q7,10) است. تغذیه آب زیرزمینی (Rec) نیز در برگیرنده مجموعه جریان‌های تاریخی، متشکل از تجزیه و تحلیل جریان پایه در طول سال هیدرولوژیکی است که می‌تواند با استفاده از روش بارنز^۱ محاسبه شود. در نهایت، پتانسیل فرسایش خاک (SEP) با استفاده از روش‌های مختلفی قابل محاسبه بوده اما در مرجع اصلی به استفاده از مدل RUSLE تاکید شده است. وزن هر یک از عوامل (w) بایستی تعیین شود که می‌توان با استفاده از مدل تحلیل سلسله مراتبی (AHP) محاسبه نمود. همچنین قابل ذکر

۱- Barnes Method



شکل ۲: نمودار تصمیم‌گیری تحلیل سلسله مراتبی برای اولویت‌بندی معیارهای تجزیه و تحلیل آشفتگی هیدرولوژی-رسوبی در حوزه‌های آبخیز ایالت Minas Gerais (اقتباس از برنامه CDP)

جنبه وضعیت تالاب محاسبه می‌شوند (جدول ۴، Lomnický et al., 2019).

بر اساس توصیف علمی معیارها و طبقه‌بندی آنها، یک طبقه‌بندی شش سطحی برای HSDI شامل خیلی کم (۰-۱۵)، کم (۱۵-۲۵)، متوسط (۲۵-۴۵)، متوسط رو به زیاد (۴۵-۶۰)، زیاد (۶۰-۷۵) و خیلی زیاد (بیش‌تر از ۷۵) تعیین شد.

شاخص آشفتگی فعالیت انسانی (HDAI):

این شاخص به‌عنوان ابزاری برای ارزیابی انواع، وسعت و اندازه فعالیت‌های انسانی بر اساس داده‌های مشاهدات میدانی تهیه شده است. این مشاهدات در پنج نوع فعالیت انسانی (کشاورزی، توسعه مسکونی و شهری، صنعتی، هیدرولوژیکی و زیستگاهی) گروه‌بندی شده (جدول ۳) تا پنج معیار و یک شاخص آشفتگی فعالیت انسانی (HDAI) تعریف شود. شش شاخص تنش انسانی^۱ (ASIs) شامل سدسازی^۲، توسعه خندق^۳، ایجاد سخت‌لایه^۴، رسوب‌گذاری یا فرسایش^۵، حذف پوشش گیاهی^۶ و جایگزینی پوشش گیاهی^۷، با جمع‌بندی مشاهدات آشفتگی فعالیت‌های انسانی در رده‌های استرس‌زا و با توجه به تأثیر مورد انتظار آنها بر هر یک از شش

^۱ - Anthropogenic Stress Indices

^۲ - Damming

^۳ -Ditching

^۴ -Hardening

^۵ -Filling/erosion

^۶ -Vegetation removal

^۷ -Vegetation replacement

جدول ۳- مشاهدات فعالیت آشفستگی انسانی طبقه‌بندی شده برای محاسبه پنج معیار اندازه‌گیری شده در مقیاس یک کرت ۱۴۰ متری (Lomnický et al., 2019)

خلاصه‌ای از مشاهدات میدانی برای HDAI یک کرت ۱۴۰ متری	کلاس فعالیت آشفستگی‌های انسانی
علفزار یا یونجه، مرتع، محصولات ردیفی، مزرعه آیش، نهالستان، لبنیات، باغ، عملکرد تغذیه حیوانات، کاربری مسکونی روستایی، خندق، سنگریزه، آبیاری	کشاورزی
جاده (شنی، دو بانده یا چهار بانده)، قسمت پارکینگ یا پیاده‌رو، زمین گلف، چمن یا پارک، حومه شهر، شهر، دفن زباله	مسکونی و شهری
حفاری نفت، چاه‌های گاز، معادن (سطحی یا زیرزمینی)، نظامی	صنعت
خندق یا کانال، خاکریز، سد، جاده، بستر راه آهن، ساختار کنترل سطح آب، حفاری، خاکریزی، رسوبات جدید، از دست دادن خاک یا در معرض قرارگیری ریشه، دیوار یا سنگ‌چینی، ورودی، خروجی، لوله‌ها (پساب یا آب طوفان)، ورودی سطحی غیر قابل نفوذ (جریان قشری)	اصلاحات هیدرولوژی
برش صاف و انتخابی جنگل، درخت‌کاری، علف‌خواری تاج پوشش، بخش بوته‌ای چیده شده، مراتع تحت چرای شدید، جنگل‌ها و علفزارهای اخیراً سوخته شده، استفاده از علف‌کش، چمن‌زنی یا قطع درختچه‌ها، جاده، متراکم شدن خاک، آسیب وسایل نقلیه، فرسایش خاک	تغییرات زیستگاه

جدول ۴- طبقه‌بندی فعالیت‌های آشفستگی انسانی به دست آمده از کرت‌های ۱۴۰ و ۴۰ متری (Lomnický et al., 2019)

عوامل استرس زا	شرح
سدسازی	هرگونه مشاهدات میدانی مربوط به انسداد یا ممانعت از جریان آب
توسعه خندق	هرگونه مشاهده میدانی مربوط به تخلیه آب
ایجاد سخت لایه	هرگونه مشاهدات میدانی مربوط به تراکم خاک، از جمله فعالیت‌ها و زیرساخت‌هایی که در درجه اول منجر به سفت شدن خاک می‌شود.
رسوب‌گذاری یا فرسایش	هرگونه مشاهده میدانی مربوط به فرسایش یا ترسیب خاک
حذف پوشش گیاهی	هرگونه مشاهده میدانی مربوط به از بین رفتن، حذف یا آسیب پوشش گیاهی تالاب
جایگزینی پوشش گیاهی	هرگونه مشاهده میدانی از پوشش گیاهی تغییر یافته در داخل منطقه به دلیل فعالیت‌های انسانی

$$MGDI_{Inst} = \frac{(LST_{max}/EVI_{max\ post})current\ year(y)}{(LST_{max}/EVI_{max\ post})multi - year\ mean(y - 1)} \quad (10)$$

منظور از $MGDI_{Inst}$ ، مقدار $MGDI$ لحظه‌ای است. حداکثر LST ؛ EVI سالانه استخراج می‌شود. LST_{max} حداکثر LST ترکیبی هشت روزه بر حسب درجه سانتی‌گراد است. $EVI_{max\ post}$ حداکثر EVI ۱۶ روزه پس از LST_{max} است، سال جاری y ($current\ year$) سالی است که برای آشفستگی و میانگین چند ساله ارزیابی می‌شود. $(y-1)$ میانگین نسبت‌ها به استثنای سال جاری است. الگوریتم غیرلحظه‌ای برای تمرکز ویژه بر اثرات طوفان‌های تاریخی^۳ استفاده می‌شود و برای تشخیص آشفستگی فراگیر استفاده نمی‌شود که نحوه محاسبه آن در رابطه ۱۱ آمده است.

$$MGDI_{Non-Inst} = \frac{(LST_{max}/EVI_{max})current\ year(y)}{(LST_{max}/EVI_{max})multi - year\ mean(y - 1)} \quad (11)$$

نوع غیرلحظه‌ای الگوریتم $MGDI$ از داده‌های LST و EVI ترکیبی حداکثر سالانه استفاده می‌کند. به طوری که $MGDI_{Non-Inst}$ مقدار $MGDI$ غیر لحظه‌ای است،

الگوریتم شاخص آشفستگی جهانی (MGDI): این شاخص برای نقشه‌برداری از آشفستگی در مقیاس بزرگ و منظم با استفاده از طیف‌سنجی تصویربرداری با وضوح متوسط (MODIS)، دمای سطح زمین (LST)، و پوشش گیاهی بارزسازی شده (EVI) تعریف شده است. در شاخص مذکور از حداکثر داده‌های ترکیبی LST سالانه برای $MGDI$ استفاده شده است. علت استفاده از EVI نسبت به $NDVI$ این است که در EVI از سطوح اشباع اجتناب می‌شود در حالی که $NDVI$ تمایل دارد به سطح اشباع در مناطق با زی‌توده بالا نزدیک شود و پیامدهای مهمی برای تشخیص تغییر دارد (هوته و همکاران، ۲۰۰۲). برای سازگاری، EVI از سنسور Aqua استفاده می‌شود. نوع الگوریتم لحظه‌ای $MGDI$ بر اساس داده‌های ترکیبی حداکثر LST سالانه-حداکثر EVI پس از آشفستگی^۱ و نوع الگوریتم غیرلحظه‌ای $MGDI$ از داده‌های ترکیبی LST و EVI حداکثر سالانه استفاده می‌کند، به طوری که $MGDI_{Inst}$ و $MGDI_{Non-Inst}$. به ترتیب بیان‌گر مقدار $MGDI$ لحظه‌ای و غیرلحظه‌ای هستند (میلدرکسلر و همکاران، ۲۰۰۹). الگوریتم لحظه‌ای برای تشخیص مداوم آشفستگی فراگیر^۲ استفاده می‌شود که نحوه محاسبه آن در رابطه ۱۰ ارائه شده است.

^۱- Maximum EVI Post-Annual Maximum LST

^۲- Wall-To-Wall

^۳- Windfall Impacts of Historical Hurricanes

برای هر عامل تهدید، فراوانی از صفر (کمترین ریسک) تا یک (بیشترین ریسک) بر اساس معادله ۱۵ استانداردسازی صورت می‌گیرد. همه فراوانی‌های تهدید استاندارد شده در شدت آن‌ها ضرب شده و سپس برای شاخص ریسک کلی بر اساس معادله ۱۳ خلاصه می‌شوند.

$$\text{StandardizedERI} = \frac{\text{ERI} - \text{MinERI}}{\text{MaxERI} - \text{MinERI}} \quad (15)$$

همه عوامل استرس‌زا و هر دو شاخص خطر محیط زیستی (ERI و ERI-D) در چهار سطح کم، متوسط، زیاد و بسیار زیاد رتبه‌بندی می‌شوند. ERI و ERI-D می‌توانند یک نمای کلی از الگوی فضایی عوامل استرس‌زای انسانی مرتبط با بوم‌سازگان‌های رودخانه در یک منطقه جغرافیایی بزرگ ارائه دهند (Zhang and Chen, 2014).

مدل‌سازی آشفستگی مکانی با استفاده از سنج‌های سیمای

سرزمین: روش مذکور قابل استفاده برای بوم‌سازگان‌های مختلف است، به طوری که پس از تعیین محدوده مورد مطالعه، از تصاویر ماهواره لندست برای تهیه نقشه‌های کاربری اراضی استفاده می‌شود. پس از تعیین مساحت بهینه شبکه‌بندی در هر نقطه، از سنج‌های مکانی سیمای سرزمین به‌عنوان مثال سنج‌های جدول ۵ و برای تعیین مشخصات کمی، چگونگی توزیع مکانی، ارتباطات و ترکیب‌بندی لکه‌ها در یکایک پهنه‌ها در محیط نرم‌افزاری Fragsats 4.2 استفاده می‌شود. در ادامه با انجام استانداردسازی مقادیر سنج‌ها و تحلیل مولفه‌های اصلی، سنج‌های مؤثر در آشفستگی و وزن آن‌ها برای تهیه مدل آشفستگی مکانی تعیین می‌شود. سپس بر اساس میزان بارعاملی هر یک از سنج‌ها، نقشه‌های آشفستگی برای هر یک از مقاطع زمانی ایجاد می‌شود؛ در نهایت نقشه شاخص آشفستگی بوم‌سازگان بر اساس مدل تهیه و به چهار طبقه بدون آشفستگی، آشفستگی کم، متوسط و زیاد تقسیم می‌شود. با رویکرد مذکور می‌توان نقشه آشفستگی مکانی بوم‌سازگان تحت مدیریت را به‌صورت دوره‌ای تهیه و به‌عنوان یکی از ابزارهای پایش به کار برد (درویش‌صفت و همکاران، ۱۳۹۶؛ قربانی و همکاران، ۱۳۹۷؛ نصیری و همکاران، ۱۳۹۹).

LST_{max} حداکثر LST ترکیبی هشت روزه بر حسب درجه سانتی‌گراد است، EVI_{max} حداکثر EVI ۱۶ روزه است. سال جاری y (current year) سالی است که برای آشفستگی و میانگین چند ساله ارزیابی می‌شود. $(y-1)$ نیز میانگین نسبت‌ها به استثنای سال جاری است.

شاخص ریسک بوم‌شناختی (ERI):

شاخص ERI توسط Mattson and Angermeier (۲۰۰۷) پیشنهاد شده است که برای شناسایی ریسک نسبی ناشی از فعالیت‌های انسانی استفاده می‌شود. عوامل استرس‌زای فعالیت‌های انسانی شامل جمعیت، سطح غیرقابل نفوذ، احشام، کاربری اراضی کشاورزی، صنعت، کودها، سموم دفع آفات، تأسیسات حفاظت از آب و جاده‌ها در این شاخص دخالت داده شده است. دو نوع شاخص، ERI (شامل همه عوامل استرس‌زا) و ERI-D (بدون در نظر گرفتن مخازن و آبگیرها)، برای اهداف مدیریتی مختلف مورد بررسی قرار می‌گیرد. شاخص ERI با استفاده از رابطه ۱۲ محاسبه می‌شود که در آن فراوانی عامل i است. همچنین، S_i شدت کل عامل i است که از طریق رابطه ۱۴ برآورد می‌شود.

$$ERI = \sum_{n=1}^{12} F_{ij} * S_{ij} \quad (12)$$

$$F_{ij} = S_i / A_j \quad (13)$$

در رابطه فوق F_{ij} فراوانی تهدید i در واحد ارزیابی j است. S_i مجموع تهدید i در واحد ارزیابی j است و A_j مساحت واحد ارزیابی j است. فراوانی ظرفیت ذخیره‌سازی مخازن برای هر واحد ارزیابی است. فراوانی بند سیل‌گیر نیز معادل تعداد کل برای هر واحد ارزیابی است. شدت تهدید منعکس‌کننده تأثیرات نسبی عوامل مختلف بر سه مؤلفه بوم‌سازگان رودخانه (رژیم جریان، کیفیت آب و ساختار رسوب) می‌باشد که با استفاده از روش امتیازدهی توسط متسون و آنگرمایر (۲۰۰۷) محاسبه می‌شود. برای هر مؤلفه، هر تهدید از صفر تا سه امتیازدهی می‌شود که به ترتیب نشان‌دهنده عدم تأثیر و حداکثر تأثیر است (Paukert et al., 2011). سپس نمرات سه مؤلفه در یک امتیاز جمع‌بندی شده برای هر عامل تهدید خلاصه می‌شود که نشان‌دهنده تأثیر یکپارچه آن بر بوم‌سازگان رودخانه است. امتیاز جمع‌بندی شده، شدت کل برای هر عامل است که در آن S_i شدت تهدید i و Q_i ، F_i و S_i امتیازهایی هستند که به ترتیب اثرات تهدید i بر رژیم جریان، کیفیت آب و ساختار رسوب را نشان می‌دهند.

$$S_{ij} = F_i + Q_i + S_i \quad (14)$$

جدول ۵: سنج‌های استفاده شده در ارزیابی آشفستگی مکانی بوم‌سازگان

علامت اختصاری	سنج‌های سیمای سرزمین	علامت اختصاری	سنج‌های سیمای سرزمین
CONTIG-MN	شاخص مجاورت	MESH	اندازه شبکه تاثیرگذار

۲	تعداد لکه	NP	۸	شاخص تکه‌شدگی	SPLIT
۳	تراکم لکه	PD	۹	مساحت لکه	AREA-MN
۴	میانگین فاصله اقلیدسی نزدیک‌ترین همسایه	ENN-MN	۱۰	شاخص گسستگی	DIVISION
۵	شاخص بزرگ‌ترین لکه	LPI	۱۱	درصد پوشش سیمای سرزمین	PLAND
۶	میانگین شاخص ابعاد فراکتالی	FRAC-MN	۱۲	میانگین شاخص شکل لکه‌ها	SHAPE-MN

(مجموعه‌ای از متغیرهای آشفتگی) و پیکربندی (روش‌های امتیازدهی و وزن‌دهی) شاخص‌هایی می‌باشد که بین حداقل و بیش‌ترین آشفتگی حوضه‌ها بهترین تفکیک را دارند (Falcone et al., 2010).

مدل‌های غالبیت تنوع گونه‌ای:

در روش مذکور عوامل آشفتگی چرای دام و آتش‌سوزی بر پوشش گیاهی در مقایسه با مناطق کم‌تر دست‌خورده بررسی می‌شود. اطلاعات مربوط به پوشش گیاهی، خاک و سایر متغیرهای محیطی در آشفتگی‌های مختلف به مساحت ۲۵۶ متر مربع و به‌طور تصادفی برداشت شده است. به‌منظور طبقه‌بندی قطعات نمونه در ارتباط با عوامل محیطی و تعیین گروه گونه‌های اکولوژیک از روش تحلیل گونه‌های شاخص دو طرفه^۳ استفاده شده است (Mac Nab, 1999). بر همین اساس، از تعیین گونه‌های شاخص در گروه‌های اکولوژیک (Dufrene and Legendre, 1997) و نرم‌افزار PC-ORD بهره برده می‌شود (McCune and Mefford, 1999). همچنین، از روش رسته‌بندی تطبیقی متعارف جزئی^۴ برای مشخص کردن تأثیر گروه متغیرهای انتخاب شده بر ترکیب پوشش گیاهی استفاده کرده‌اند (شاکری، ۲۰۱۲). در نهایت، تنوع گونه‌ای با استفاده از مدل غالبیت تنوع ارزیابی می‌شود (میرداوودی و همکاران، ۱۳۹۵).

ارزیابی آشفتگی‌های انسانی بر ویژگی‌های پوشش گیاهی توده‌های جنگلی:

Haq و همکاران (۲۰۲۱) در پژوهش خود برای طراحی نمونه و اندازه‌گیری چهار محفظه جنگل تنگمرگ^۵ (TFD) از روش نمونه‌گیری تصادفی^۶ برای به دست آوردن داده‌های مربوط به تنوع گل‌شناسی در هشت قطعه مربعی شکل استفاده کردند. محفظه کوچکترین واحد برنامه کاری مدیریت جنگل و به‌عبارتی یک واحد دائمی از جنگل است که به‌منظور اداره و ثبت استفاده می‌شود. رابطه بین چهار محفظه پوشش گیاهی جنگل از طریق تحلیل تناظر تمایز (DCA)^۷ مقایسه شد. DCA یک تکنیک ترتیب‌بندی است که با میانگین‌گیری متقابل پشتیبانی می‌شود. رابطه بین گونه‌های گیاهی و متغیرهای محیطی با استخراج شیب‌های اصلی در میان ترکیبی از

کمی‌سازی آشفتگی‌های انسانی به روش برنامه ارزیابی و پایش محیط زیستی (EMAP):

این روش با هدف کمی‌سازی آشفتگی انسانی در آبخیزها بر اساس تعدادی از شاخص‌های آشفتگی که با آزمون مجموعه‌ای از متغیرها، روش‌های امتیازدهی و وزن‌دهی ۳۳ عامل متشکل از انسانی، کیفیت آب، هیدرولوژیکی، فیزیکی و محیطی آشفتگی احتمالی توسعه یافته است. برای محاسبه شاخص آشفتگی انسانی، زیرحوزه‌های آبخیز به سه سطح آشفتگی کلی توسط آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده (۲۰۰۵)^۲ تقسیم‌بندی شده و سپس به جمع‌آوری داده‌ها و تهیه نقشه‌ها در ArcGIS پرداخته می‌شود. این اطلاعات به‌صورت اولیه شامل اندازه‌گیری جمعیت انسانی، زیرساخت‌ها، پوشش زمین، استفاده از آفت‌کش‌ها و مواد مغذی، انسداد آب، انحراف جریان و آلودگی‌های نقطه‌ای خواهند بود. در مورد متغیرهای فاصله‌ای همه متغیرها از مقادیر پایین (بدون آشفتگی یا آشفتگی کم) تا مقادیر بالا (آشفتگی بیش‌تر) متغیر هستند. از مجموع متغیرها (پنج)، شاخص آشفتگی انسانی به‌دست می‌آید که عمدتاً برخی از آن‌ها تا حدی همان ویژگی‌های سیمای سرزمین را اندازه‌گیری می‌کنند (به‌عنوان مثال تراکم جمعیت و تراکم واحد مسکونی که هر دو عموماً بیان‌گر "توسعه شهری" هستند). برخی از متغیرها در یک شاخص آشفتگی به احتمال زیاد «مهم‌تر» از بقیه با توجه به میزان تنش که ممکن است در جریان بوم‌سازگان ایجاد کنند، هستند و بنابراین باید بر این اساس وزن‌دهی شوند؛ در این مطالعه سه روش وزن‌دهی آزمایش می‌شود. روش اول شامل وزن‌دهی یکسان است، یعنی وزن همه متغیرها برابر یک است. روش دوم، که روش وزن‌دهی X^2 نامیده می‌شود، بر اساس وزن‌دهی مقادیر X^2 بوده که دارای مقادیر استاندارد شده و برابر با صفر تا ۱ است. این روش وزن‌دهی، بین آبخیزهای با آشفتگی کم و آشفتگی زیاد، تفاوت قائل می‌شود. روش وزن‌دهی سوم، روش وزن‌دهی PC نامیده می‌شود. در این روش، وزن‌های مشتق شده بر اساس اهمیت متغیر بر اساس بارهای اجزای اصلی و ارزش‌های ویژه تعیین می‌شوند (Yang و شهابی، ۲۰۰۴). PCA برای همه متغیرها با استفاده از روش همبستگی انجام می‌شود و شش PCs اول (نسبت واریانس برابر ۰/۷۵) قابل تفسیر در نظر گرفته می‌شود. از آزمون غیرپارامتری کروسکال والیس کای دو برای ارزیابی نقاط قوت متغیرها به‌صورت جداگانه و وزن‌دهی، امتیازدهی استفاده می‌شود (فالكون و همکاران، ۲۰۱۰). هدف این تحقیق، در ابتدا شناسایی ترکیب

3 - TWINSpan

4 - Partial-Canonical Correspondence Analysis

5 - Tangmarg Forest Division

6- Systematic Random Sampling Method

7- Detrended correspondence analysis

1- Environmental Monitoring and Assessment Program (EMAP)

2- U.S. Environmental Protection Agency

متغیرهای توصیفی با استفاده از تحلیل همبستگی متعارف^۱ (CCA) تحلیل شده است. پس از CCA، از آزمون مونت کارلو^۲ برای ارزیابی تأثیر متغیرهای توصیفی بر ترکیب پوشش گیاهی استفاده شد. در نهایت، از تجزیه و تحلیل تنوع β برای مقایسه تفاوت‌های ترکیب پوشش گیاهی در میان بخش‌های جنگل نمونه‌برداری شده استفاده شده است. نتایج روش مذکور به درک بهتر نقش عوامل انسانی در تأثیر بر ترکیب جامعه جنگلی کمک خواهد کرد. مدیریت آشفته‌گی‌ها یک تلاش پیچیده است که مستلزم درک کامل جنبه‌های متعدد بوم‌سازگان، بوم‌شناسی و نیازهای اجتماعی است (Turner, 2010). علی‌رغم تجربه و دانش فزاینده‌ای که دانشمندان در حال به دست آوردن آن‌ها هستند، آن‌ها برای مدیریت موفقیت‌آمیز سناریوهای آشفته‌گی پیچیده مانند فعل و انفعالات آشفته‌گی و آشفته‌گی‌های جدید که امروزه در زمین رخ می‌دهد، به تحقیقات بیش‌تری نیاز دارند.

نتیجه‌گیری

دانش و دیدگاه‌های بوم‌شناختی آشفته‌گی برای رسیدگی به چالش‌های ایجاد شده برای رفاه و تنوع زیستی انسان با تغییر رژیم‌های آشفته‌گی حیاتی است. مدیریت و سیاست دو جنبه از چگونگی انتخاب جامعه برای تعامل با رژیم‌های آشفته‌گی هستند. برای رفاه، در بسیاری از موارد، بهترین نتایج مستلزم انطباق جوامع انسانی با رژیم‌های آشفته‌گی است و نیازمند برنامه‌ریزی کوتاه‌مدت و بلندمدت قبل از آشفته‌گی‌ها می‌باشد. با توجه به این‌که همه پیامدها به‌طور هم‌زمان امکان‌پذیر هستند و نمی‌توان از همه ارزش‌ها محافظت کرد. مدیریت بوم‌سازگان در زمینه آشفته‌گی‌ها مستلزم ترکیب بینش و دانش از چندین رشته از اکولوژی (بوم‌سازگان چگونه به بهبود پاسخ خواهد داد؟) تا جامعه‌شناسی (درجه قابل قبول آشفته‌گی برای یک منطقه مسکونی چقدر است؟) دارد. همان‌طور که در مورد فرآیند بوم‌شناختی بیش‌تر می‌آموزیم، باید با دیدگاه‌های

بوم‌شناختی قدیمی و سیاست‌های عمومی مقابله کنیم که پیامدهای آشفته‌گی را نادیده گرفته‌اند و محیط ثابتی را فرض می‌کنند که در آن سامانه‌ها در تعادل هستند و ترکیب کلی گونه‌ها و فراوانی نسبی در طول زمان پایدار است. رویکردهای مدیریت آشفته‌گی بسیار متغیر هستند و به هدفی که دنبال می‌کنند بستگی دارد. در برخی موارد، هدف می‌تواند حفظ رژیم آشفته‌گی در محدوده طبیعی تنوع باشد. در برخی دیگر، هدف ممکن است سرکوب کامل آشفته‌گی برای محافظت از وسایل با ارزش، مانند مناطق مسکونی باشد. مدیران ممکن است از چندین استراتژی برای رسیدن به یک هدف مشترک استفاده کنند، اما تعیین مؤثرترین راهبرد مستلزم دانش دقیق از چشم انداز محلی است. فعالیت‌های آشفته‌گی انسانی عوامل استرس‌زای فیزیکی بوم‌سازگان برای رودخانه‌ها و نه‌رها، دریاچه‌ها و تالاب‌ها هستند. اندازه‌گیری میزان و شدت آشفته‌گی‌های انسانی در نزدیکی محیط‌های طبیعی به دانشمندان درک بهتری از تأثیر جمعیت‌های انسانی بر محیط طبیعی می‌دهد. درک و ترکیب فرآیندهای آشفته‌گی، چه طبیعی و چه ناشی از انسان در مدیریت منابع برای برآوردن نیازهای منابع نسل‌های آینده ضروری است. بر اساس جمع‌بندی کلیه مطالعات صورت گرفته، پژوهش حاضر تأکید بر توسعه یک روش جامع ارزیابی در واحد برنامه‌ریزی حوزه آبخیز و با در نظر گرفتن کلیه ابعاد اقتصادی، اجتماعی، سیاسی، هیدرولوژیکی، اقلیمی و زیستی دارد که بر اساس آن بتوان اقدامات حفاظتی و مدیریتی بهینه، پایدار و نیز چندجانبه را متناسب با شرایط محلی، منطقه‌ای و ملی اتخاذ نمود.

1 - Canonical correspondence analysis

2 - Monte Carlo

منابع

- پاشانژاد، ا.، رفیعان، م.، شایان، س. ۱۳۹۵. شناسایی پهنه‌های آسیب‌پذیر ناشی از تغییرات اکوسیستمی در سازمان فضایی مورد پژوهی: منطقه‌ی کرانه‌ی شرقی دریاچه‌ی ارومیه، برنامه‌ریزی و آمایش فضا، ۲۰ (۳): ۳۵-۶۱.
- درویش صفت، ع.ا.، باقری، م.، قربانی، م.، زاهدی امیری، ق. ۱۳۹۶. مدلسازی آشفته‌گی مکانی جنگل با استفاده از سنجه‌های سیمای سرزمین در منطقه حفاظت شده سرولات، منابع طبیعی ایران، ۷۱ (۱): ۲۳-۳۳.
- قربانی، م.، درویش صفت، ع.ا.، جباریان امیری، ب.، باقری، م. ۱۳۹۷. مدلسازی آشفته‌گی مکانی جنگل با استفاده از سنجه‌های سیمای سرزمین در پارک ملی گلستان، پژوهش و توسعه جنگل، ۴ (۳): ۳۰۳-۳۱۷.
- کرمی، آ.، فقهی، ج. ۱۳۹۰. بررسی کمی‌کردن سنجه‌های سیمای سرزمین در حفاظت از الگوی کاربری اراضی پایدار (مطالعه موردی: استان کهگیلویه و بویراحمد)، محیط‌شناسی، ۳۷ (۶۰): ۷۹-۸۸.
- کرمی، و.، پیله‌ور، ب.، حقی‌زاده، ع. ۱۳۹۷. بررسی تأثیر آشفته‌گی انسانی بر فلور، ترکیب پوشش گیاهی و کیفیت فلوریستیک با استفاده از ضریب محافظه‌کاری در جنگل‌های زاگرس میانی (جنگل‌های شینه‌قلایی، استان لرستان). پژوهش و توسعه جنگل، ۴ (۳): ۳۷۷-۴۰۰.
- کرمی، و.، پیله‌ور، ب.، حقی‌زاده، ع. ۱۳۹۸. بررسی تأثیر آشفته‌گی با منشأ انسانی در تغییرات پوشش گیاهی و خاک جنگل‌های دارمازو استان لرستان. مهندسی و مدیریت آب‌خیز، ۱۱ (۱): ۲۳۳-۲۵۱.
- میردادی، ح.ر.، مروری مهاجر، م.ر.، زاهدی، ق.، اعتماد، و. ۱۳۹۶. مدل‌های غالبیت تنوع به عنوان شاخصی از آشفته‌گی در جنگل‌های بلوط غرب ایران (*Quercus brantii* Lindl)، منابع طبیعی ایران، ۷۰ (۲): ۴۵۳-۴۶۵.
- نصیری، و.، قربانی، م.، درویش صفت، ع.ا. ۱۳۹۹. ارائه روشی برای کمی‌سازی تغییرات آشفته‌گی مکانی بر پایه سنجه‌های سیمای سرزمین (مطالعه موردی: منطقه حفاظت شده ارسباران در دوره زمانی ۱۳۶۹-۱۳۹۳)، منابع طبیعی ایران، ۷۳ (۲): ۳۹۷-۴۰۹.
- جباریان امیری، ب. ۱۳۹۳. ارزیابی اثرات زیست محیطی، چاپ دوم، دانشگاه تهران، تهران، ۱۸۴ ص.
- لاریجانی، م.، قسامی، ف.، یوسفی رویبات، ا. ۱۳۹۳. تحلیل اکولوژیک ساختار فضای سبز شهر جیرفت با استفاده از متریک‌های سیمای سرزمین، آمایش محیط، ۲۵، ۴۹-۶۴.
- Addo-Fordjour, P., S. Obeng, A. K. Annin, M. G. Addo, 2009. Floristic composition, structure and natural regeneration in a moist semi-deciduous forest following anthropogenic disturbances and plant invasion. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 1(2): 21-37.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst., 35, 257-284.
- Amsalu, A., Stroosnijder, L., de Graaff, J. 2007. Long-term dynamics in land resource use and the driving forces in the Beressa watershed, highlands of Ethiopia. *Journal of Environmental Management*, 83(4), 448-459.
- Belote, R. T., R. H. Jones, S. M. Hood, B. W. Wender, 2008. Diversity-invisibility across an experimental disturbance gradient in Appalachian forests, *Ecology*, 89(1): 183-192.
- Bowler, D. E., Haase, P., Kröncke, I., Tackenberg, O., Bauer, H. G., Brendel, C., Böhning-Gaese, K. 2015. A cross-taxon analysis of the impact of climate change on abundance trends in central Europe. *Biological Conservation*, 187, 41-50.
- Bruschi, D., Garcia, D. A., Gugliermetti, F., Cumo, F. 2015. Characterizing the fragmentation level of Italian's National Parks due to transportation infrastructures. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 36, 18-28.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Van Den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630), 253-260.
- Cui, L., Li, G., Chen, Y., Li, L. 2021. Response of Landscape Evolution to Human Disturbances in the Coastal Wetlands in Northern Jiangsu Province, China. *Remote Sensing*, 13(11), 2030.
- Cullen Jr, L., Bodmer, R. E., & Pádua, C. V. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological conservation*, 95(1), 49-56.
- Danneyrolles, V., Dupuis, S., Fortin, G., Leroyer, M., de Römer, A., Terrail, R., Arseneault, D. 2019. Stronger influence of anthropogenic disturbance than climate change on century-scale compositional changes in northern forests. *Nature communications*, 10(1), 1-7.

- De Montis, A., Martín, B., Ortega, E., Ledda, A., Serra, V. 2017. Landscape fragmentation in Mediterranean Europe: A comparative approach. *Land Use Policy*, 64, 83-94.
- Deepananda, K. H. M. A., Macusi, E. D. 2013. Human disturbance in a tropical rocky shore reduces species diversity. *The Philippine Scientist*, 50, 39-58.
- Dufrene, M., and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 345- 366.
- Durães, M.F., Mello, C.R.D. 2014. Hydrosedimentologic disturbance index applied to watersheds of Minas Gerais state. *Ciência e Agrotecnologia*, 38, 61-67.
- EEA. 2011. Landscape Fragmentation in Europe, Joint EEA-FOEN Report. European Environment Agency, Copenhagen (Accessed February 28, 2016) <http://www.eea.europa.eu/publications/landscape-fragmentation-in-europe>.
- Environmental Protection Agency 2005. Western streams and rivers statistical summary. U.S. Environmental Protection Agency EPA 620/R-05/006. Accessed in October 2007 at <http://crunch.tec.army.mil/nidpublic/webpages/nid.cfm>
- Falcone, J.A., Carlisle, D.M., Weber, L.C. 2010. Quantifying human disturbance in watersheds: variable selection and performance of a GIS-based disturbance index for predicting the biological condition of perennial streams. *Ecological Indicators*, 10(2), 264-273.
- Fox, R., Oliver, T. H., Harrower, C., Parsons, M. S., Thomas, C. D., Roy, D. B. 2014. Long-term changes to the frequency of occurrence of British moths are consistent with opposing and synergistic effects of climate and land-use changes. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 949-957.
- Garciaa, D. A., Bruschia, D., Cinquepalmib, F., Cumoa, F. 2013. An estimation of urban fragmentation of natural habitats: Case studies of the 24 italian national parks. *Chemical Engineering*, 32, 49-54.
- Gibson, L., Lynam, A.J., Bradshaw, C.J.A., He, F., Bickford, D.P., Woodruff, D.S., Bumrungsri, S., Laurance, W.F., 2013. Near-complete extinction of native smallmammal fauna 25 years after forest fragmentation. *Science*, 341 (6153), 1508-1510.
- Gill, A. M., Stephens, S. L., Cary, G. J. 2013. The worldwide “wildfire” problem. *Ecological applications*, 23(2), 438-454.
- Grimm, N. B., Pickett, S. T., Hale, R. L., Cadenasso, M. L. 2017. Does the ecological concept of disturbance have utility in urban social-ecological-technological systems?. *Ecosystem Health and Sustainability*, 3(1), e01255.
- Gurrutxaga, M., Rubio, L., Saura, S. 2011. Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning*, 101(4), 310-320.
- Haq, S.M., Calixto, E.S., Rashid, I., Khuroo, A.A. 2021. Human-driven disturbances change the vegetation characteristics of temperate forest stands: A case study from Pir Panchal Mountain Range in Kashmir Himalaya. *Trees, Forests and People*, 100134.
- Harrison, K. A., Pavlova, A., Amos, J. N., Takeuchi, N., Lill, A., Radford, J. Q., Sunnucks, P. 2012. Fine-scale effects of habitat loss and fragmentation despite large-scale gene flow for some regionally declining woodland bird species. *Landscape ecology*, 27(6), 813-827.
- He, F., Hubbell, S. P. 2011. Species-area relationships always overestimate extinction rates from habitat loss. *Nature*, 473(7347), 368-371.
- Hishe, H., Oosterlynck, L., Giday, K., De Keersmaecker, W., Somers, B., Muys, B. 2021. A combination of climate, tree diversity and local human disturbance determine the stability of dry Afromontane forests. *Forest Ecosystems*, 8(1), 1-16.
- Hu, C., Yang, X., Dong, J., Zhang, X. 2018. Heavy metal concentrations and chemical fractions in sediment from Swan Lagoon, China: Their relation to the physiochemical properties of sediment. *Chemosphere*, 209, 848-856.

- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., Ferreira, L. G. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83, 195–213.
- Jaeger, J. A. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape ecology*, 15(2), 115-130.
- Jetz, W., Wilcove, D. S., Dobson, A. P. 2007. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLOS Biology*, 5(6), e157.
- Keane, Robert E.; Hessburg, Paul F.; Landres, Peter B.; & Swanson, Frederick J. 2009. The use of historical range and variability (HRV) in landscape management. *Forest Ecology and Management*, 258 (7), 1025–1037.
- La Rovere, M., Battisti, C., Romano, B., 2006. Integrazione dei parametrico-biogeografici negli strumenti di pianificazione territoriale. In: XXVII Conferenza Italiana di Scienze Regionali, Pisa, October 12–14.
- Lausch, A., Herzog, F. 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2(1-2), 3-15.
- Lomnický, G.A., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R. 2019. Quantifying the extent of human disturbance activities and anthropogenic stressors in wetlands across the conterminous United States: results from the National Wetland Condition Assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(1), 1-23.
- MacNab, W.H., Browning, S.A., Simon, S.A. and Fouts, P.E. 1999. An unconventional approach to ecosystem unit classification in western north Carolina, USA. *Forest Ecology and Management* 114, 405-420.
- Martin, P. H., Canham, C. D., Marks, P. L. 2009. Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(3), 142-149.
- Marulli, J., Mallarach, J. M. 2005. A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and urban planning*, 71(2-4), 243-262.
- Mattson, K. M., Angermeier, P. L. 2007. Integrating human impacts and ecological integrity into a risk-based protocol for conservation planning. *Environmental management*, 39(1), 125-138.
- Mayor, S. J., Cahill, J. F., He, F., Sólomos, P., Boutin, S. 2012. Regional boreal biodiversity peaks at intermediate human disturbance. *Nature communications*, 3(1), 1-6.
- McCune, B., and M. J. Mefford. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data*, version 4.17, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Mildrexler, D.J., Zhao, M., Running, S.W. 2009. Testing a MODIS global disturbance index across North America. *Remote Sensing of Environment*, 113(10), 2103-2117.
- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Purvis, A. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50.
- Paukert, C. P., Pitts, K. L., Whittier, J. B., Olden, J. D. 2011. Development and assessment of a landscape-scale ecological threat index for the Lower Colorado River Basin. *Ecological Indicators*, 11(2), 304-310.
- Peters, D.P.C., Lugo, A. E., Chapin III, F.S., Pickett, S.T.A., Duniway, M., Rocha, A.V., Swanson, F.J., Laney, C. and Jones, J. 2011. Cross-system comparisons elucidate disturbance complexities and generalities. *Ecosphere* 2:1–26.
- Pickett, S.T.A., White, P.S. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance as Patch Dynamics*, New York: Academic Press INC, 470p.
- Pickett, S.T.A., Collins, S.L., Armesto, J.J. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *The Botanical Review*, 53(3), 335-371.
- Právělie, R., Patriche, C., Borrelli, P., Panagos, P., Roșca, B., Dumitrașcu, M., Bandoc, G. 2021. Arable lands under the pressure of multiple land degradation processes. A global perspective. *Environmental Research*, 194, 110697.

- Quintana, S. M., Ramos, B. M., Martínez, M. C., Pastor, I. O. 2010. A model for assessing habitat fragmentation caused by new infrastructures in extensive territories–Evaluation of the impact of the Spanish strategic infrastructure and transport plan. *Journal of environmental management*, 91(5), 1087-1096.
- Reice, S.R. 1994. Nonequilibrium determinants of biological community structure. *American Scientist*, 82(5), 424-435.
- Romano, B. 2002. Evaluation of urban fragmentation in the ecosystems. In: International Conference on Mountain Environment and Development (ICMED), CHENGDU, Sichuan, China, October 15–19, 2002.
- Romano, B., Tamburini, G., 2001. Gli indicatori di frammentazione e di interferenza ambientale nella pianificazione urbanistica. In: XXII Conferenza Italiana di Scienze Regionali, Venezia, October 10–12.
- Romano, B., Zullo, F., 2013. Valutazione della pressione insediativa: indicatori sperimentazione di soglie. In: Battisti, C., Conigliaro, M., Poeta, G., Teofili, C. (Eds.), Biodiversità, disturbi, minacce. Editrice Universitaria Udinese, Udine, pp. 170–177.
- Sadeghi, S.H., Kia, S.K., Erfanian, M., Movahed, S.M.S. 2019. Identifying representative watershed for the Urmia Lake Basin, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(1), 1-16
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Wall, D. H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- Samejima, H., Marzuki, M., Nagamitsu, T., Nakasizuka, T. 2004. The effects of human disturbance on a stingless bee community in a tropical rainforest. *Biological Conservation*, 120(4), 577-587.
- Saura, S., Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and urban planning*, 83(2-3), 91-103.
- Schoennagel, T., Balch, J. K., Brenkert-Smith, H., Dennison, P. E., Harvey, B. J., Krawchuk, M. A., et al. 2017. Adapt to more wildfire in western North American forests as climate changes. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 114, 4582–4590. doi: 10.1073/pnas.1617464114
- Serkan, K., Erginal, A. E., Şeref, K., Özender, B., Taylan, A., Erdal, Ö. 2020. Ecological risk assessment of surface sediments of Çardak Lagoon along a human disturbance gradient. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(6).
- Shakeri, Z., Marvie Mohadjer, M. R., Simberloff, D., Etemad, V., Assadi, M., Donath, T. W., Eckstein, R. L. 2012. Plant community composition and disturbance in Caspian *Fagus orientalis* forests: which are the main driving factors. *Phytocoenologia*, 41(4), 247-263.
- Shen, Y., Cao, H., Tang, M., Deng, H. 2017. The human threat to river ecosystems at the watershed scale: An ecological security assessment of the Songhua river basin, Northeast China. *Water*, 9(3), 219.
- Stein, J.L., Stein, J.A., Nix, H.A. 2002. Spatial analysis of anthropogenic river disturbance at regional and continental scales: identifying the wild rivers of Australia. *Landscape and Urban Planning*, 60(1), 1-25.
- Swanson, Cantu, A, 2017. Disturbance, Restoration, and Soil Carbon Dynamics in Desert and Tropical Ecosystems. University of California, Riverside. ProQuest Dissertations Publishing. 10617933.
- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:171-197.
- Turner, M. G. and R. H. Gardner. 2015. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer.
- Turner, M.G., Dale, V.H., Everham, E.H. 1997. Fires, hurricanes, and volcanoes: comparing large disturbances. *BioScience*, 47(11), 758-768
- Turner, Monica G. 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91 (10), 2833–2849.

- Ustaoglu, F., Tepe, Y., Taş, B. 2020. Assessment of stream quality and health risk in a subtropical Turkey river system: a combined approach using statistical analysis and water quality index. *Ecological Indicators*, 113, 105815.
- Visser, M. E., Both, C. 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1581), 2561-2569.
- Vollstädt, M. G., Ferger, S. W., Hemp, A., Howell, K. M., Töpfer, T., Böhning-Gaese, K., Schleuning, M. 2017. Direct and indirect effects of climate, human disturbance and plant traits on avian functional diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 26(8), 963-972.
- White, P.S., and S.T.A. Pickett. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. Pages 472 in S. T. A. Pickett and P. S. White, eds. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, FL.
- Wulder, M.A., Franklin, S.E. 2006. *Understanding forest disturbance and spatial pattern: remote sensing and GIS approaches*. CRC Press, 246p.
- Yang, K., Shahabi, C. 2004. A PCA-based similarity measure for multivariate time series. In *Proceedings of the 2nd ACM international workshop on Multimedia databases* (pp. 65-74).
- Zhang, H., Chen, L. 2014. Using the ecological risk index based on combined watershed and administrative boundaries to assess human disturbances on river ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 20(6), 1590-1607.
- Zonta, R., Cassin, D., Pini, R., Dominik, J. 2019. Assessment of heavy metal and As contamination in the surface sediments of Po delta lagoons (Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 225, 106235.

Promoting the Concept and Assessment Approaches of Human Disturbance

Vahideh Moradzadeh¹, Zeinab Hazbavi^{*2}, Abazar Esmali-Ouri³, Raof Mostafazadeh⁴, Shirin Zarei⁵

1-M.Sc. Student, Watershed Management Engineering, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran

*2-Assistant Professor, Department of Natural Resources, Faculty of Agriculture and Natural Resources and Member of Water Management Research Center, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran

3-Professor, Faculty of Agriculture and Natural Resources and Member of Water Management Research Institute, Mohaghegh Ardabili University, Ardabil, Iran

4-Associate Professor, Department of Natural Resources, Faculty of Agriculture and Natural Resources, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran

5-Former M.Sc. Student, Department of Natural Resources, Faculty of Agriculture and Natural Resources, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran

*Email Address: z.hazbavi@uma.ac.ir

Abstract

Introduction

Any event that relatively disrupts ecosystems, a community, or the structure of a population, and whose resources can be changed in context or in the environment, is called disturbance. In recent decades, due to the expansion of human needs and the consequences of land-use change, the basic resources of the Earth planet have been significantly damaged. The magnitude of the effects of this type of disturbance on the structure and function of ecosystems depends on several factors such as the structure and strength of the damaged ecosystems before the disturbance occurs, and the type, size, and regime of the disturbance. Accordingly, complex interactions between disturbances and ecosystems create spatial and temporal heterogeneity in ecosystem processes across a landscape. The dynamics of disturbance affect the composition, performance, structure, and processes that govern ecosystems. Large-scale ecosystem disturbances (LEDs) such as fires, hurricanes, insect outbreaks, dust storms, glacial currents, heat waves, and land use occur at various scales in most ecosystems around the world. Disturbances are mainly controlled by the intensity, persistence, frequency, timing, and magnitude of the spatial effects (including the size and shape of the affected area) caused by them. Ecological disturbances can occur naturally, such as fires, floods, avalanches, hurricanes, or volcanoes, and can even completely change a habitat. They can also be caused by humans such as road construction, agriculture, pollution, invasion, urban sprawl, point source pollution, conversion of natural vegetation to developed areas, entry of nutrients and pesticides from agricultural and urban resources, mining operations, and canal remediation, and flooding. These disturbances often change the timing or amount of hydrological flow, temperature, and water chemistry, and increase runoff, erosion, and sediment. Natural factors, along with human pressures and interventions to meet rational and sometimes irrational needs, are among the factors causing depletion and changes in habitats and natural cover, including forests. These changes gradually disintegrate the landscape of the land, resulting in the spatial disturbance. The spatial disturbance is one of the most important processes resulting from changes in the landscape, which involves the conversion of a particular cover or habitat into smaller, less relevant parts and a reduction in their stability and viability. The emergence of human-induced disturbances is not new to ecologists, but with the increase in human population and resource demand, the extent of many of these disturbances has increased, as these factors increasingly affect areas that previously had a little human impact. One of the needs of planning for effective and sustainable management and protection is a better understanding and awareness of the process of changes in the landscape pattern, the phenomenon of disturbance of ecologists, and its spatial patterns.

Methodology

This is a review study that has been conducted with the aim of explaining and analyzing different approaches and indicators for assessing ecosystem disturbance. In order to achieve the desired goal,

to collect the specialized information studied, the method of document review (scientific and research, Internet databases) was used and different approaches and indicators for assessing ecosystem disturbance were extracted and analyzed. The following sets are presented in the context of ecosystem disturbance assessment.

- 1- Approach based on landscape fragmentation dynamics
- 2- Hydrosedimentological disturbance index
- 3- MODIS global disturbance index
- 4- Ecological risk index
- 5- Human disturbance activity index
- 6- Modeling spatial disturbance using landscape metrics
- 7- Quantifying human disturbance by EMAP method
- 8- Species-abundance models
- 9- Evaluation of human disturbances on vegetation characteristics of forest stands

Results and Conclusion

Reviewing 16 case studies specifically related to the disturbance assessment led to exploring nine various approaches. In these approaches, different environmental, social, and economic indicators were used and various tools such as remote sensing and landscape metrics were applied. Most of these studies are based on conceptual and index-based evaluations and have been conducted mainly in the United States, the Mediterranean, China, Italy, Spain, and Brazil. In all approaches to assessing human disturbance, it is explicitly stated that disturbance management is a complex process and requires a thorough understanding of various ecological and social aspects. Ecological knowledge and perspectives on disturbances are critical to addressing the challenges to human well-being and biodiversity by changing disturbance regimes. Disturbance management is a complex endeavor that requires a thorough understanding of the various aspects of economics, ecology, and social needs. Management and politics are two aspects of how society chooses to interact with disturbance regimes. For well-being, in many cases, the best results require the adaptation of human societies to disturbance regimes and require short- and long-term planning before perturbations. Given that, all consequences are possible at the same time and not all values can be protected. Management ecosystems in the field of disturbance require a combination of insights and knowledge from several disciplines from ecology (how will ecosystems respond to improvement?) To sociology (what is the acceptable degree of disturbance for a residential area?). As we learn more about the ecological process, we must confront the old ecological perspectives and public policies that ignore the consequences of disturbance and assume a stable environment in which systems are in equilibrium and the overall composition of species and relative abundance over time. Disturbance management approaches are highly variable and depend on the goal they pursue. In some cases, the goal may be to maintain a disturbance regime within the natural range of diversity. In other words, the goal may be to completely suppress disturbance by protecting valuables, such as residential areas. Managers may use several strategies to achieve a common goal, but determining the most effective strategy requires accurate knowledge of the local perspective. Human disturbance activities are the physical stressors of ecologists for rivers and streams, lakes, and wetlands. Measuring the extent and severity of human disturbances near-natural environments gives scientists a better understanding of the impact of human populations on the natural environment. Understanding and combining disturbance processes, both natural and man-made, in resource management is essential to meeting the resource needs of future generations. Based on the summary of all studies, the present study emphasizes the development of a comprehensive assessment method in the watershed planning unit, taking into account all economic, social, political, hydrological, climatic, and biological dimensions, based on which conservation and management measures can be taken.

Keywords

Disturbance index, Ecosystem management, Human stress, Watershed monitoring