

دینامیک تخریب تالاب زیربار با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای چندزمانه

چکیده

آگاهی از دینامیک تخریب تالابها به دلیل منافع مختلف این اکوسیستم‌های طبیعی برای دستگاه‌های خشکی زی و آبی مهم است. علاوه بر تأمین آب، غذا و دیگر نیازها، حمایت مستقیم و غیرمستقیم معیشت مردم از طریق تعدیل (برای مثال تعدیل سیلاب، تنظیم کیفیت آب) و منافع فرهنگی-تفریحی چشمگیر است. تالاب زری بار، واقع در شمال غرب کشور، به دلیل عواملی همچون مصرف آب، ورود آلودگی‌ها و تغییر در کاربری اراضی، دستخوش تغییرات زیادی در گذر زمان شده که این تغییرات پیامدهای نامطلوبی برای اکوسیستم دریاچه و ساکنان اطراف آن به دنبال داشته‌اند. در این مطالعه به منظور پی بردن به دلایل و شدت تغییرات صورت گرفته در تالاب زری بار، از تصاویر ماهواره‌ای TM، MSS و ETM⁺ سال‌های ۱۹۷۷، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۴ استفاده شد. طبقه‌بندی تصاویر، پس از تصحیح اتمسفری و هندسی، به روش نظارت‌شده و با استفاده از الگوریتم‌های حداکثر شباهت، روش‌های متوازی‌السطوح و حداقل فاصله از میانگین، انجام گرفت و طبقه‌های آب، حاشیه تالاب، کشاورزی، جنگل تنک و جنگل پرپشت رده‌بندی شدند. یافته‌های پردازش زمانی اطلاعات نقشه‌های به‌دست‌آمده پس از صحت‌سنجی آن‌ها با روش ماتریس خطا، کاهش ۱۵ درصدی مساحت بخش آبی و افزایش ۲۱ درصدی مساحت حاشیه تالاب در دوره زمانی ۱۹۷۷ تا ۲۰۱۴ را نشان می‌دهند؛ این در حالی است که در همین دوره زمانی ۴۴/۹۹ درصد از مساحت جنگل‌های پرپشت کاسته شده و به ترتیب ۳۸ و ۴۳ درصد به مساحت جنگل‌های تنک و کاربری زراعی افزوده شده است که این امر باعث افزایش ورود آلاینده‌ها و رسوبات به دریاچه، کاهش مساحت بخش آبگیر، افزایش پدیده پر غذایی در تالاب و به‌طور کلی شکل‌گیری یک بحران زیست‌محیطی در منطقه طی این دوره کوتاه ۳۷ ساله شده است. از این رو، ضروری است مدیران و تصمیم‌گیران با تجدیدنظر در رویکرد مدیریتی خود، هر چه بیشتر جنبه‌های اجتماعی، زیست‌محیطی و اقتصادی ذی‌نفعان تالاب را در مدیریت این اکوسیستم لحاظ کنند.

واژگان کلیدی: تصاویر ماهواره‌ای، کاربری زمین، سامانه اطلاعات جغرافیایی، تخریب

اکوسیستم، تالاب زیربار.

مقدمه

تغییر در کاربری زمین یکی از مهم‌ترین عواملی است که انسان از طریق آن محیط‌زیست را تحت تأثیر فعالیت‌های خود قرار می‌دهد (Lausch and Herzog, 2002). ارزیابی روند تغییر کاربری اراضی فرآیندی است که منجر به ایجاد درک صحیحی از نحوه تعامل انسان و محیط‌زیست می‌شود. این مهم در مورد مناطق حساس زیستی همچون تالابها از اهمیت بیشتری برخوردار است (Lambin and Geist, 2006). بر این اساس پایش روند تغییرات تالابها و اراضی پیرامون آن‌ها می‌تواند در مدیریت این اکوسیستم‌های ارزشمند مناسب باشد (Ozesmi and Bauer, 2002). اکوسیستم‌های تالابی، به‌عنوان منابع مهم و ارزشمند طبیعی، از منافع اکولوژیکی، اجتماعی و اقتصادی متعددی برای جوامع انسانی برخوردارند (Millennium Ecosystem Assessment Board, 2005)؛ که از آن جمله می‌توان به تغذیه آب‌های زیرزمینی، امکان ذخیره آب برای کشاورزی و صنعت، ایجاد بسترهایی برای گردشگری و فعالیت‌های تفریحی، فراهم زیستگاه لازم برای

لیلا پیشداد سلیمان آباد^{۱*}

علی نجفی‌نژاد^۲

امیر سعدالدین^۲

کامران چپی^۳

حنانه محمدی کنگرانی^۴

۱. دانشجوی دکتری علوم و مهندسی آبخیزداری، دانشکده مرتع و آبخیزداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران
۲. دانشیار گروه آبخیزداری و مدیریت مناطق بیابانی، دانشکده مرتع و آبخیزداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران
۳. استادیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران
۴. دانشیار گروه آبخیزداری، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، ایران

*مسئول مکاتبات:

lpishdad@yahoo.com

کد مقاله: ۱۳۹۵۰۱۰۲۲۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۱/۱۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۰۳/۱۶

این مقاله برگرفته از رساله دکتری است.



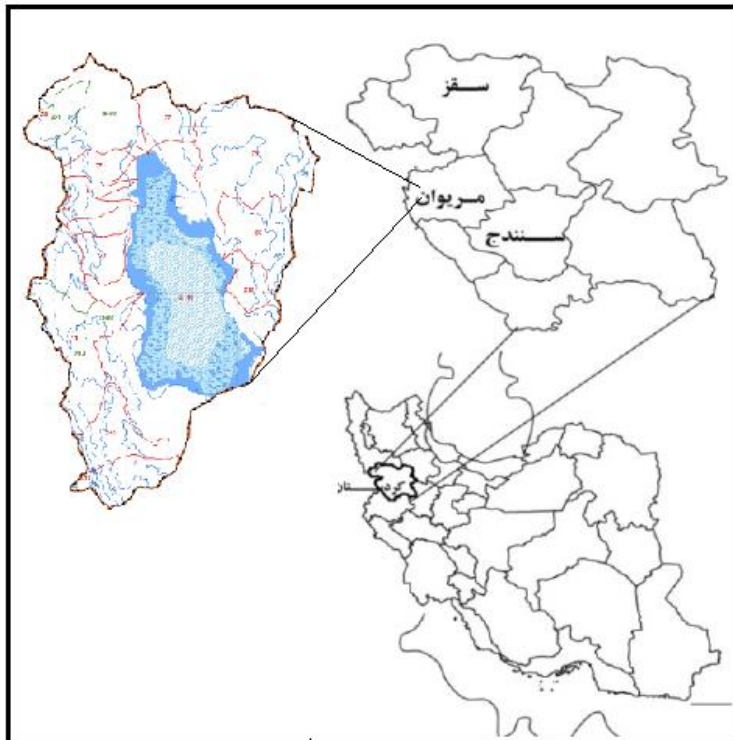
گونه‌های ساکن و مهاجر، حفظ آب‌وخاک و جلوگیری از تغییر در ساختار محیط‌های طبیعی (مانند فرسایش خاک) اشاره کرد (Turner *et al.*, 2000). علیرغم این مزایا و منافع ارزشمند، تالاب‌ها به لحاظ اکولوژیکی دستگاه‌هایی حساس و شکننده‌اند؛ و به همین دلیل در سال‌های اخیر توجه زیادی به سمت تنظیم و اجرای رویکردهای مدیریت پایدار در تالاب‌ها معطوف شده است (Turner and Gannon, 2008). دلایل عمده تغییر و تخریب تالاب‌ها را می‌توان در چهار محور عمده شامل مسائل اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی (مانند توسعه مناطق شهری، تغییر کاربری اراضی جنگلی و مسکونی به اراضی زراعی، حفر غیرقانونی چاه‌های متعدد و بهره‌برداری بیش‌ازحد و بی‌رویه و استفاده نادرست از منابع آن)، وضعیت طبیعی منطقه و اقلیم آن (مانند ترسالی، خشک‌سالی و فرسایش‌پذیری سازندهای حوضه) و مسائل مدیریتی و اجرایی (کمبود یا فقدان مقررات و ضوابط برای بهره‌برداری و نگهداری پایدار از دریاچه و آبخیز آن) جستجو کرد. در تالاب زری بار نیز تغییر کاربری زمین، ورود رسوب و انواع آلاینده‌ها و مواد مغذی به داخل دریاچه از مهم‌ترین عوامل کاسته شدن عمر طبیعی تالاب و مرگ زودرس آن به شمار می‌آیند (ابراهیمی‌محمدی، ۱۳۹۲؛ حمیدیه و همکاران، ۱۳۸۸).

نمایاندن روند تغییرات و آگاهی از سیر تحولات اکوسیستم‌ها به‌طور عام و تالاب‌ها به‌طور خاص می‌تواند در صورت ادامه وضع کنونی به‌عنوان شاخصی در پایش وضعیت تالاب‌ها و در راستای پیش‌بینی و مدیریت شرایط آبی راهگشا باشد. بهره‌گیری از ابزارها و فناوری‌های جدید همچون سنجش‌ازدور و سامانه اطلاعات جغرافیایی به‌منظور شناسایی این تغییرات و تحلیل آن‌ها از اهمیت و کارآمدی بالایی برخوردار است (باقری و شتایی جویباری، ۱۳۸۹؛ سفیانیان و همکاران، ۱۳۹۰). با توجه به پتانسیل داده‌های سنجش‌ازدور برای پردازش و تحلیل تغییرات محیطی، استفاده از این ابزار می‌تواند معیار مناسبی برای پایش پایداری اکوسیستم‌های طبیعی و همچنین حفاظت از تنوع زیستی این اکوسیستم‌ها باشد (رضایی بنفشه و همکاران، ۱۳۸۶؛ Mertens and Lambin, 1999). در مطالعه جمال زاد (۱۳۷۷) بر روی ارزیابی حساسیت مناطق مختلف تالاب انزلی با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای، بعد از نمونه‌برداری و واردکردن اطلاعات به سیستم اطلاعات جغرافیایی، حساسیت مناطق مختلف تالاب نقش‌بندی شده است. در ارزیابی و تحلیل تغییرات کاربری اراضی محدوده تالاب‌های آلا گل، آلا گل و آجی با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای چند زمانه توسط قربانی و همکاران (۱۳۹۱)، محققین یادشده کاهش سطح آب تاب‌ها، نمکی شدن اراضی و افزایش تراکم پوشش گیاهی را پیامدهای منفی تغییرات کاربری اراضی در این تالاب‌ها گزارش کرده‌اند. نویسندگان این گزارش ضمن بدون تغییر ماندن مساحت اراضی بایر در این تالاب‌ها، عواملی همچون خشک‌سالی‌ها، احداث سد، برداشت بی‌رویه آب و احداث جاده را از عوامل اصلی این تغییرات می‌دانند. Henareh Khalyani و Mayer (۲۰۱۳) در ارزیابی دینامیک جنگل‌زدایی در جنگل‌های زاگرس در دوره زمانی ۱۹۷۲ تا ۲۰۰۹ با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای MSS، TMM و ETM⁺ نشان دادند که در این دوره زمانی کاهش چشمگیر و البته نسبتاً خطی در مساحت زیرپوشش جنگل و پیوستگی جنگل اتفاق افتاده است. به باور محققین این مطالعه به دلیل تغییرات سریع‌تر و شدیدتر اقلیم و همچنین تنوع در برگه‌های مختلف استفاده از جنگل در بخش‌های جنوبی زاگرس، تکه شدگی جنگل در این بخش‌ها در مقایسه با بخش‌های شمالی آن با شدت بیشتری مشاهده می‌شود. محققین این مطالعه معتقدند که یافته‌های این کار می‌تواند به پایه‌ریزی رویکردهای مدیریتی مناسب برای مدیریت بهتر و کارآمدتر این جنگل‌ها سودمند باشد. Qulin و همکاران (۲۰۰۳) در مطالعه خود بر روی یکی از تالاب‌های کشور چین، از روش تفسیر غیر خودکار تصاویر ماهواره‌ای با ترکیب رنگی مجازی ۳-۴ استفاده و با بهره‌گیری از نمونه‌برداری همزمان، زیست‌توده این تالاب را برآورد کردند. در مطالعه Zhao و همکاران (۲۰۱۰) بر ارزیابی دینامیک تخریب تالاب دهانه رودخانه پرل با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای سن جنده‌های ETM⁺، TM و MSS سال‌های ۱۹۷۹ تا ۲۰۰۹ گزارش شده است که تالاب مورد مطالعه بر اثر عوامل مختلف طبیعی و انسانی مانند خشکی فصلی طولانی، تغییرات سطح آب‌های زیرزمینی، کشاورزی، آبی‌پروری و توسعه شهری به‌شدت دستخوش کوچک‌شدگی و تکه شدگی شده است. Kashaigili و همکاران (۲۰۰۶) در بررسی روند تخریبی تالاب‌های دشت سینجو با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای TM و MSS دریافتند که در دوره زمانی مورد مطالعه فعالیت‌های انسانی با افزایش ۱۷ درصدی پوشش تالابی و کاهش ۷۷ و ۷۰ درصدی در پوشش جنگل‌های بسته و باز، تأثیری منفی بر تالاب بر جای گذاشته است.

به عقیده این محققین ادامه این شرایط در نهایت منجر به نابودی تالاب خواهد شد. در مطالعه پیامدهای خشک‌سالی بر تالاب مدیرانه در جنوب شرقی اسپانیا با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای توسط Melendez-Pastor و همکاران (۲۰۱۰) گزارش شده است که مؤلفه‌های پوشش این منطقه (گیاه، آب‌وخاک) نسبت به سال‌های قبل به شدت دستخوش تغییراتی عمیق شده است. در تحقیق حاضر سعی شده است تا با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و سیستم اطلاعات جغرافیایی روند تغییرات تالاب زری بار و پیامدهای مختلف مرتبط با آن طی یک دوره زمانی سی‌وهفت‌ساله ارزیابی شود و با گذری کوتاه بر شرایط حاکم بر تالاب، بتوان از یافته‌های به‌دست‌آمده به تدوین برنامه‌های مدیریتی و حفاظتی تالاب کمک کرد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه، حوزه آبخیز دریاچه زری بار در نزدیکی شهرستان مریوان است که از نظر جغرافیایی در طول شرقی 46° و 3° تا 46° و 10° و عرض شمالی 35° و 30° تا 35° و 37° واقع شده است. آب‌وهوای این حوزه با متوسط رطوبت نسبی حدود ۷۰ درصدی، نسبتاً سرد و نیمه مرطوب بوده و میزان بارندگی سالانه آن به‌طور متوسط به ۴۵۰ میلی‌متر می‌رسد. مساحت منطقه مورد مطالعه ۸۲۳۶/۵ هکتار و ارتفاع آن از سطح دریا به‌طور متوسط ۱۳۷۶ متر است. تالاب زری بار به‌عنوان تنها دریاچه طبیعی ارتفاعات زاگرسی استان کردستان در محدوده مطالعاتی این تحقیق واقع شده است (شکل ۱). این تالاب که از نظر کنترل سیل و حفظ کیفیت آب نقش مهمی در منطقه ایفا می‌کند، از جبهه‌های غرب، شرق و شمال با ارتفاعات پوشیده از جنگل احاطه شده است.



شکل ۱: موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه.

در این تحقیق از تصاویر ماهواره‌ای دریافت شده از سایت سازمان نقشه‌برداری آمریکا استفاده شد (جدول ۱). به‌منظور کنترل تصحیح هندسی تصاویر ماهواره‌ای و راهنما در کارهای میدانی، از نقشه توپوگرافی رقومی منطقه با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰ استفاده شد. افزون بر این، جهت

تهیه هر چه دقیق‌تر نقشه‌های کاربری اراضی با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای، از نقشه کاربری اراضی و پوشش گیاهی، نظر کارشناسان و داده‌های حاصل از بازدید میدانی به‌عنوان اطلاعات جانبی بهره گرفته شد. به‌منظور تهیه نقشه کاربری اراضی، عملیات پردازش بر روی تصاویر ماهواره‌ای در سه مرحله پیش‌پردازش، پردازش و پس‌پردازش انجام شد که در ادامه به تشریح آن‌ها خواهیم پرداخت.

جدول ۱: مشخصات تصاویر استفاده‌شده در این تحقیق.

سن جنده	ردیف	گذر	تاریخ	مینا
MSS	۳۵	۱۶۸	۱۹۷۷-۵-۱۲	WGS84
ETM ⁺	۳۵	۱۶۸	۲۰۰۰-۵-۱۷	WGS84
TM	۳۵	۱۶۸	۲۰۱۴-۵-۲۶	WGS84

در مرحله پیش‌پردازش تصاویر ماهواره‌ای، به‌عنوان مرحله تصحیح و بهینه‌سازی اطلاعات، سعی شد تا خطاهای احتمالی سامانمند و غیر سامانمند موجود در تصاویر تصحیح شوند. البته قبل از رسیدن تصاویر ماهواره لند ست به دست کاربران تصحیح هندسی و اتمسفری لازم توسط سازمان زمین‌شناسی آمریکا بر روی این تصاویر اعمال می‌شوند. باوجوداین، به‌منظور اطمینان از عدم وجود خطا، از طریق نمایش تک‌تک باندها و همچنین ترکیب مختلف رنگی بر روی صفحه‌نمایش رایانه و بزرگ‌نمایی قسمت‌های مختلف این تصاویر، داده‌های هر سه زمان به لحاظ خطاهای رادیومتریک مانند راه‌راه شدگی و پیکسل‌های مضاعف کنترل شد. برای بررسی وضعیت هندسی تصاویر و اطمینان از صحت آن، لایه‌های برداری از جاده و آبراهه از نقشه‌های رقومی استخراج و بر روی تصاویر ماهواره‌ای قرار داده شدند.

بعد از انجام تصحیح لازم بر روی باندها و اطمینان از صحت آن‌ها، به‌منظور تشخیص بهتر و یا نمایش واضح‌تر، عمل بازسازی بر روی باندها انجام گرفت. در این تحقیق بعد از انجام آنالیز PCA بر روی باندهای هر کدام از سن جنده‌های TM⁺، MSS و ETM⁺، میزان همبستگی باندهای هر سن جنده و بهترین باندها جهت ساخت ایجاد ترکیب رنگ کاذب (RGB) و طبقه‌بندی تصاویر انتخاب شدند. همچنین از شاخص ترکیبی پوشش گیاهی (VI) نیز استفاده شد. این شاخص که از ترکیب حداقل دو باند ساخته می‌شود با حذف عوامل ناخواسته بر روی اطلاعات پوشش گیاهی باعث افزایش اطلاعات در آن زمینه شد. برای ساخت شاخص ترکیبی پوشش گیاهی از شاخص‌های SAVI، PVI، NRVI، RVI و NDVI استفاده و از میان این شاخص‌ها، به دلیل مطلوبیت بهتر، در طبقه‌بندی نهایی شاخص NDVI (شاخص گیاهی اختلاف نرمال) به کار گرفته شد. این شاخص از رابطه (۱) به دست آمد:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad \text{رابطه ۱}$$

در این روش جهت ساخت NIR از باند ۴ و به‌منظور ساخت RED از باند ۳ استفاده شد. در تصاویر رقومی سنجش‌ازدور هر پیکسل دارای یک ارزش عددی است که نمایانگر رفتار طیفی پدیده متناظر در سطح زمین است. از طریق تحلیل ارزش عددی پیکسل‌ها، پدیده‌های متناظر آن‌ها شناسایی و ارزیابی و بدین ترتیب طبقه‌بندی شدند. این طبقه‌بندی بر اساس ارزش عددی پیکسل‌ها انجام گرفت که در آن پدیده‌های دارای ارزش عددی یکسان، در یک گروه گنجانده شدند (رسولی، ۱۳۸۷). مراحل انجام این طبقه‌بندی در این مطالعه به‌صورت زیر است.

در این مطالعه نمونه‌های آموزشی از طریق عملیات میدانی و با استفاده از سامانه موقعیت‌یاب جهانی تعیین شدند. در این راستا، از این نقاط برای طبقه‌بندی، آشنایی با ویژگی‌های محدوده مورد مطالعه و ارزیابی صحت و کنترل نتایج طبقه‌بندی استفاده شد. علاوه بر این، از تصاویر Google Earth نیز برای گردآوری نمونه‌های آموزشی استفاده شد. پس از انتخاب نمونه‌های آموزشی، این نمونه‌ها در محیط نرم‌افزار ادریسی

(IDRISI) بر سطح تصویر پیاده شدند و بدین ترتیب، تفکیک‌پذیری کلاس‌های کاربری اراضی در پنج طبقه سطح آبی تالاب، حاشیه تالاب (گیاهان حاشیه تالاب و حاشیه مرطوب و باتلاقی اطراف تالاب)، کشاورزی (کشت دیم، آبی و باغات)، جنگل نیمه متراکم، جنگل متراکم و مناطق انسان‌ساخت (روستاها، مناطق صنعتی) صورت گرفت.

تخصیص و یا تعریف هر یک از پیکسل‌ها به کلاس یا پدیده خاصی به طبقه‌بندی اطلاعات ماهواره‌ای موسوم است. طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای به صورت نظارت‌شده یا نظارت‌نشده انجام می‌گیرد. در این مطالعه از روش طبقه‌بندی نظارت‌شده و سه الگوریتم حداکثر شباهت، روش متوازی‌السطوح و حداقل فاصله از میانگین برای تهیه نقشه کاربری استفاده شد. در طبقه‌بندی نظارت‌شده برای رده‌بندی پیکسل‌ها از نمونه‌های آموزشی استفاده شد. در الگوریتم حداقل فاصله از میانگین، پس از مشخص شدن پیکسلی که میانگین ارزش طیفی نمونه‌های انتخابی هر طبقه را به خود اختصاص داده بود، فاصله هر پیکسل طبقه‌بندی نشده با پیکسل‌های میانگین مقایسه و پیکسل موردنظر به کلاسی تعلق گرفت که نزدیک‌ترین فاصله را با میانگین داشت. به همین ترتیب، تمامی پیکسل‌های هر تصویر به طبقات مربوطه تعلق گرفته و طبقات مختلف تصویر از هم جدا شدند. در الگوریتم متوازی‌السطوح ابتدا با توجه به دامنه طیفی طبقات نمونه که بر روی تصویر انتخاب شده بود، واریانس ارزش‌های طیفی محاسبه و سپس با استفاده از حداقل و حداکثر ارزش طیفی طبقات نمونه، در باندهای مختلف چهارضلعی‌هایی موسوم به شبکه‌های موازی ایجاد شدند. پس از ایجاد شبکه‌های موازی، پیکسل‌های تصویر بسته به اینکه در کدام یک از چهارضلعی‌ها قرار گرفتند، طبقه‌بندی و به گروه‌های منطبق با مناطق نمونه تفکیک شدند. در روش حداکثر احتمال که از سایر روش‌های طبقه‌بندی دقیق‌تر است (Shalaby and Tateishi, 2007; Lillesand *et al.*, 2004). مقدار کمی واریانس و همبستگی ارزش‌های طیفی باندهای مختلف برای مناطق نمونه محاسبه و از همین مشخصه برای ارتباط یک پیکسل طبقه‌بندی شده به یکی از گروه‌ها یا نمونه‌های طیفی نیز استفاده شد. به

بیانی دیگر، برای بررسی نحوه توزیع ارزش‌های طیفی و احتمال آماری ارتباط یک پی کس با یکی از گروه‌های نمونه، از ماتریس واریانس و بردار میانگین که خود واریانس و همبستگی ارزش‌های طیفی را تعریف می‌کنند، استفاده شد. با استفاده از عامل شدت احتمال، هر یک از پیکسل‌های تصویر پس از آزمون آماری و محاسبه احتمال تعلق آن‌ها به گروه‌های نمونه، به گروه مربوطه تعلق گرفت (زبیری و مجد، ۱۳۷۹). پس از اعمال الگوریتم‌های طبقه‌بندی، دقت هر یک از این الگوریتم‌ها ارزیابی شد. بدین منظور، در مرحله اول انتخاب یک روش نمونه‌برداری مینا بود که در اینجا از روش نمونه‌برداری تصادفی دسته‌بندی شده استفاده شد (فاطمی و رضایی، ۱۳۸۹). مرحله دوم تعیین تعداد نمونه‌ها بود که برای ارزیابی دقت با خطای مجاز ۱۰ درصد، حداقل تعداد نمونه‌ها برای ۵ کاربری موردنظر ۱۳۵ نقطه بود (Maingi *et al.*, 2002). پس از آن، انتخاب واحد نمونه‌برداری نیز مهم است که در این تحقیق این واحد بر پایه تعداد پیکسل‌ها منظور شد. چگونگی سنجش صحت نقشه‌های تهیه‌شده از تصاویر ماهواره‌ای نیز بر اساس مقایسه بین برداشت‌های زمینی و نتیجه تفسیر نقشه‌ها و اغلب از طریق ماتریس خطا انجام گرفت (Congalton and Green, 1999) و انواع پارامترها و مقادیری که بیانگر دقت و یا نوعی خطا در نتایج بودند، از ماتریس استخراج شدند.

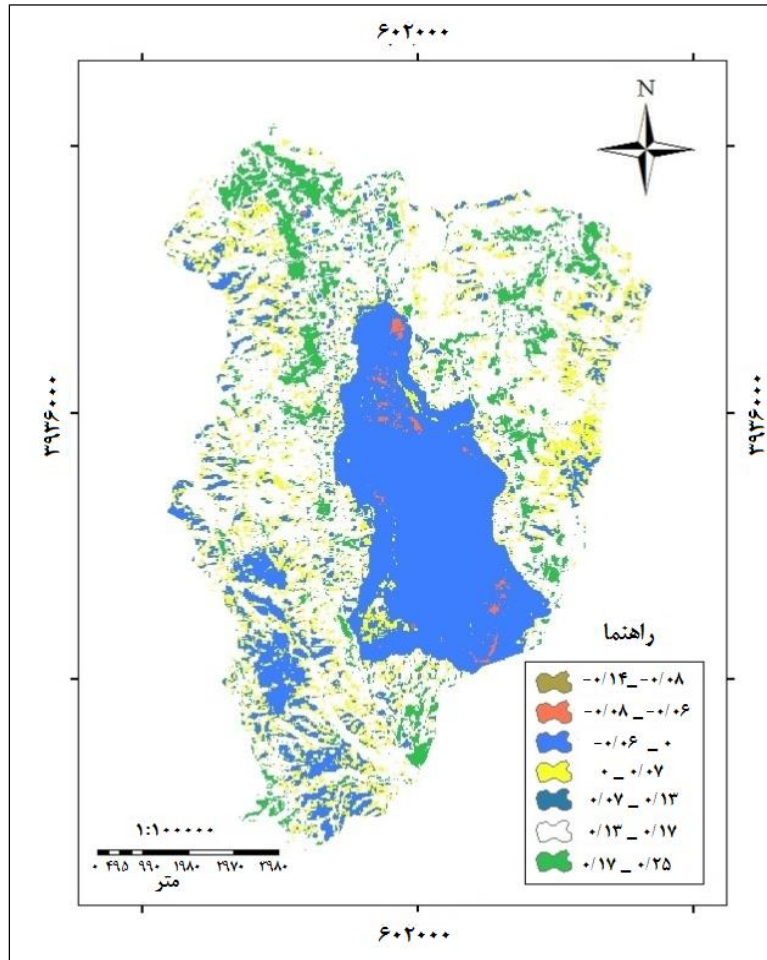
در این مطالعه با استفاده از تصاویر حاصل از طبقه‌بندی و به کمک آشکارسازی تغییرات به روش مقایسه پس از طبقه‌بندی تغییرات، پوشش اراضی در دوره‌های زمانی ۲۰۰۰-۱۹۷۷، ۲۰۱۴-۲۰۰۰ و ۲۰۱۴-۱۹۷۷ مشخص شد. این روش جزء رایج‌ترین و دقیق‌ترین روش‌های آشکارسازی تغییرات است (Jensen, 2004). در این روش، مساحت و درصد طبقات از مساحت کل در هر سال مشخص و بدین ترتیب میزان تغییرات در زمان مورد مقایسه محاسبه شد.

نتایج

یافته‌های بررسی کیفیت رادیوم تری و کنترل هندسی تصاویر نشان داد که تصاویر هر سه سال از کیفیت مطلوب برخوردار و فاقد هر نوع خطای شناخته‌شده رادیوم تری بودند. همچنین این تصاویر با لایه‌های ویکتوری جاده‌ها و آبراهه‌ها همخوانی مکانی داشتند و به تصحیح مجدد هندسی نیاز نداشتند. به منظور بازسازی و انتخاب باندهای مناسب، آنالیز PCA بر روی باندهای هر کدام از سن جنده‌های TM^+ ، MSS و ETM^+ اعمال شد که نتایج این آنالیز برای باندهای سن جنده TM در جدول ۲ نشان داده شده است. همان‌طور که در این جدول آمده است پیوستگی در باندهای سن جنده TM بسیار بالاست؛ افزون بر این، واریانس به دست آمده بیانگر آن است که بیش از ۹۹/۸۹ درصد اطلاعات در باندهای یک و دو و سه نهفته است. بدین ترتیب، از این باندها برای ساختن تصویر رنگی مناسب (RGB)، شاخص NDVI و انجام دقیق‌تر فرآیند طبقه‌بندی استفاده شد. شکل ۲ نقشه شاخص پوشش گیاهی (NDVI) تهیه شده از تصویر سن جنده TM را نشان می‌دهد. در این شاخص مقدار عددی پیکسل‌ها بین ۱- تا ۱ متفاوت است. مقادیر صفر و کمتر از آن مناطق غیر گیاهی و مقادیر بیشتر از صفر مناطق با پوشش گیاهی را نشان می‌دهند.

جدول ۲: نتایج آنالیز PCA بر باندهای سن جنده TM.

باند	ETM_1	ETM_2	ETM_3	ETM_4	ETM_5	ETM_6	ETM_7
ETM_1	۱						
ETM_2	۰/۹۹۸	۱					
ETM_3	۰/۹۹۲	۰/۹۹۶	۱				
ETM_4	۰/۹۷۰	۰/۹۸۰	۰/۹۹۱	۱			
ETM_5	۰/۹۴۶	۰/۹۴۸	۰/۹۵۴	۰/۹۳۶	۱		
ETM_6	۰/۹۴۳	۰/۹۵۵	۰/۹۷۳	۰/۹۸۴	۰/۹۵۷	۱	
ETM_7	۰/۹۴۴	۰/۹۵۷	۰/۹۷۵	۰/۹۹۰	۰/۹۳۴	۰/۹۹۴	۱
واریانس	۹۶/۸۱	۱/۸۸	۱/۲۰	۰/۰۵۶	۰/۰۲۶	۰/۰۰۲۳	۰/۰۰۰۴۲



شکل ۲: شاخص پوشش گیاهی (NDVI) تصویر سال ۲۰۱۴.

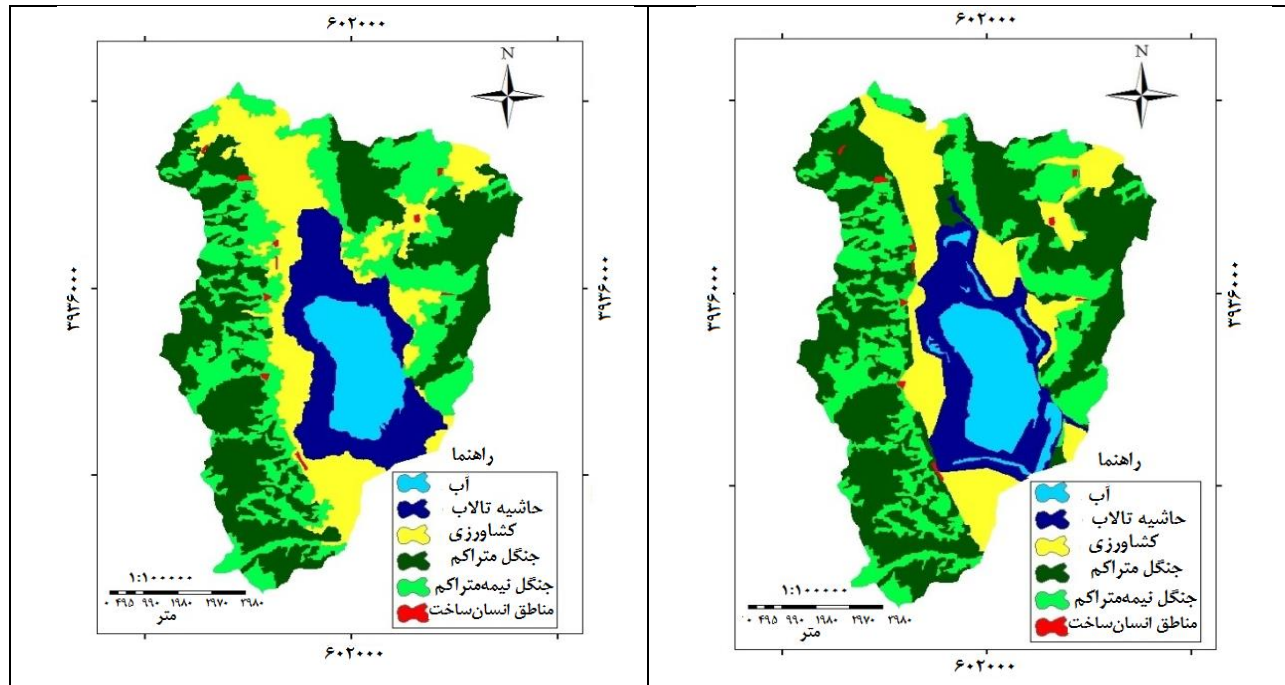
در این تحقیق به منظور طبقه‌بندی تصاویر از روش طبقه‌بندی نظارت‌شده و سه الگوریتم حداکثر شباهت، روش متوازی‌السطوح و حداقل فاصله از میانگین استفاده شد. سپس جهت سنجش صحت نقشه‌های تهیه‌شده از تصاویر ماهواره‌ای، از روش ماتریس خطا و بر اساس مقایسه بین برداشت‌های زمینی و نتیجه تفسیر نقشه‌ها استفاده شد. در جدول ۳ نتایج ماتریس خطا برای تصویر طبقه‌بندی‌شده با استفاده از الگوریتم حداکثر شباهت برای سال ۲۰۱۴ و در جدول ۴ خلاصه نتایج ماتریس خطا برای تمامی تصاویر و با استفاده از الگوریتم‌های طبقه‌بندی حداکثر شباهت، روش متوازی‌السطوح و حداقل فاصله از میانگین نشان داده شده‌اند. نتایج به‌دست‌آمده از ارزیابی نقشه‌ها به روش ماتریس خطا نشان داد که روش الگوریتم حداکثر شباهت به دلیل دقت بالای طبقه‌بندی بیش از ۹۰ درصد و ضریب رونوشت بالاتر از ۰/۹، به‌عنوان روش طبقه‌بندی تصاویر در سال‌های مورد مطالعه روش مناسب‌تری بود و به‌همین دلیل از این روش استفاده شد. شکل‌های ۳، ۴ و ۵ نقشه کاربری‌های به‌دست‌آمده با روش طبقه‌بندی نظارت‌شده و الگوریتم حداکثر شباهت تهیه‌شده از تصاویر به ترتیب سال‌های ۱۹۷۷، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۴ و شکل ۶ مساحت کاربری‌ها در دوره‌های زمانی مورد مطالعه را نشان می‌دهند.

جدول ۳: نتایج ارزیابی صحت تصویر طبقه‌بندی شده با استفاده از الگوریتم حداکثر شباهت.

خطای حذف شده	دقت تولید کننده	مجموع	مناطق انسان ساخت	جنگل پرپشت	جنگل تنک	کشاورزی	حاشیه تالاب	آب	
۰	۱۰۰	۲۲	۰	۰	۰	۰	۰	۲۲	آب
۱۲/۹	۸۷/۰۳	۳۱	۰	۰	۲	۲	۲۷	۰	حاشیه تالاب
۱۴/۲	۸۵/۷۱	۱۴	۰	۰	۲	۱۲	۰	۰	کشاورزی
۸/۳	۹۱/۶	۲۴	۱	۱	۲۲	۰	۰	۰	جنگل تنک
۷/۴	۹۲/۵	۲۷	۱	۲۵	۱	۰	۰	۰	جنگل پرپشت
۱۱/۷	۸۸/۲	۱۷	۱۵	۰	۱	۱	۰	۰	مناطق انسان ساخت
-	-	۱۲۵	۱۷	۲۶	۲۸	۱۵	۲۷	۲۲	جمع
-	-	-	۸۸/۲	۹۶/۱	۷۸/۵	۸۰	۱۰۰	۱۰۰	دقت کاربر
-	-	-	۱۱/۸	۳/۹	۲۱/۵	۲۰	۰	۰	خطای گماشته شده
-	-	-	-	-	-	-	-	۹۰/۸۴	صحت کلی
-	-	-	-	-	-	-	-	۰/۹	ضریب کاپا

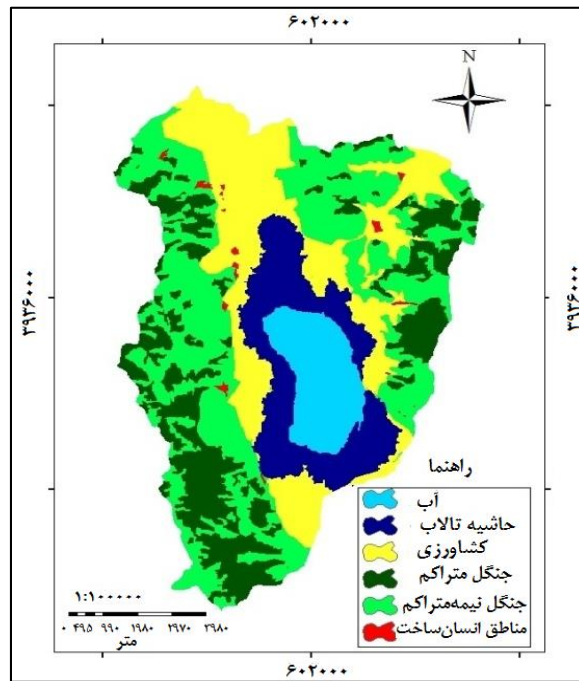
جدول ۴: نتایج ماتریس خطا برای تصاویر طبقه‌بندی شده.

	روش حداکثر شباهت			روش متوازی السطوح			روش حداقل فاصله از میانگین		
	۱	۲	۲	۱	۲	۲	۱	۲	۲
سال	۹۷۷	۰۰۰	۰۱۴	۹۷۷	۰۰۰	۰۱۴	۹۷۷	۰۰۰	۰۱۴
صحت	۲	۲	۸	۱	۵	۵	۲	۵	۱۹
ت کلی	۹۰/۱	۹۰/۵	۹۰/۴	۶۵/۱	۶۵/۱	۶۷/۱	۷۲	۷۳	۷۵
ضریب	۹	۹	۹	۵	۵	۵	۱۶۳	۱۶۵	۱۶۸
ب کالا	۰/۱	۰/۱	۰/۱	۰/۶	۰/۷	۰/۹	۰	۰	۰

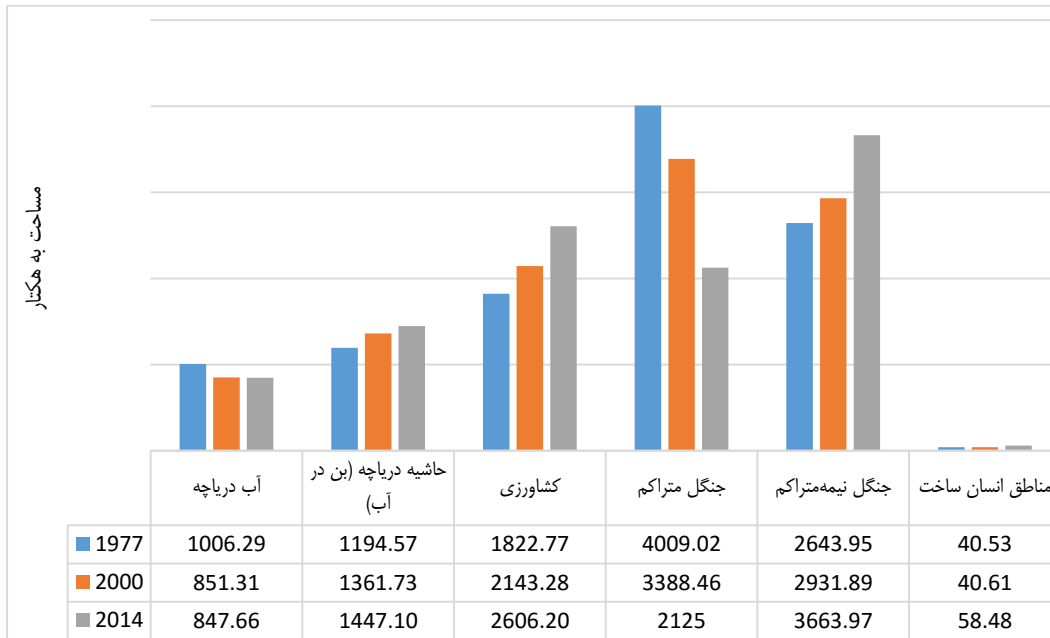


شکل ۳: نقشه کاربری سال ۱۳۵۶ (تصویر ۱۹۷۷).

شکل ۴: نقشه کاربری سال ۱۳۷۹ (تصویر ۲۰۰۰).



شکل ۵: نقشه کاربری سال ۱۳۹۳ (تصویر ۲۰۱۴).



شکل ۶: سطح کاربری‌های اراضی در نقشه کاربری سال‌های مختلف.

در جدول ۵ نتایج پایش تغییرات کاربری اراضی و تغییر کاربری‌ها طی دوره‌های مختلف زمانی نشان داده شده است. این جدول نشان می‌دهد طی سال‌های ۱۹۷۷ تا ۲۰۱۴ از سطح آبیگر دریاچه مساحتی معادل ۱۵۸/۶۳ هکتار کاسته شده است؛ همان‌طور که در جدول ۵ مشاهده می‌شود بیشترین سطح کاهش سطح آب دریاچه با ۱۵۴/۹۸ همکار طی دوره زمانی ۱۹۷۷ تا ۲۰۰۰ و مابقی تغییرات منفی سطح آب دریاچه یعنی کاهش ۳/۶۵ هکتاری سطح آبی آن در طول دوره زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۴ اتفاق افتاده است. بدین ترتیب، به‌طور کلی طی این دوره ۳۷ ساله حدود ۱۵ درصد از سطح آب دریاچه کاسته شده است. حاشیه دریاچه (بن در آب) طی سال‌های ۱۹۷۷ تا ۲۰۰۰ به میزان ۱۶۷/۱۶ هکتار، در دوره ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۴ به میزان ۸۵/۳۷ هکتار و طی دوره ۳۷ ساله ۱۹۷۷ تا ۲۰۱۴ به میزان ۲۵۲/۵۳ هکتار یعنی حدود ۲۱ درصد به مساحت آن اضافه شده است. یافته‌های این مطالعه همچنین بیانگر افزایش تخصیص بخش قابل‌توجهی از مساحت دریاچه و زمین‌های اطراف به کاربری کشاورزی است، به‌طوری‌که در این تغییر کاربری نیز شدت تغییرات در دوره زمانی اول یعنی فاصله زمانی بین سال‌های ۱۹۷۷ تا ۲۰۰۰ رخ داده است. بدین ترتیب و بر اساس یافته‌های نشان داده شده در جدول ۵، طی سال‌های ۱۹۷۷ تا ۲۰۰۰ به میزان ۳۲۰/۵۱ هکتار، در دوره ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۴ به میزان ۴۶۲/۹۲ هکتار و در دوره ۳۷ ساله ۱۹۷۷ تا ۲۰۱۴ در مجموع به میزان ۷۸۳/۴۳ هکتار به اراضی رباعی افزوده شده است؛ به بیانی دیگر مساحتی در حدود ۴۲/۹۲ درصد به مساحت بخش کشاورزی افزوده شده است. تغییرات در مساحت پوشش جنگل‌های متراکم نیز به‌طور عمده بوده و تخریب چشمگیری در این جنگل‌ها روی داده است، به‌گونه‌ای که طی سال‌های ۱۹۷۷ تا ۲۰۰۰ به میزان ۶۲۰/۵۶ هکتار، در دوره ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۴ به میزان ۱۲۶۳/۴۶ هکتار و طی دوره ۱۹۷۷ تا ۲۰۱۴ در مجموع به میزان ۱۸۸۴/۰۲ هکتار از مساحت جنگل‌های متراکم کاسته شده است، به‌عبارتی دیگر سطحی در حدود ۴۴/۹۹ درصد از مساحت این جنگل‌ها تخریب شده است. نتایج همچنین نشان دادند که تغییرات در مساحت جنگل‌های نیمه متراکم به‌صورت افزایشی بوده است، به‌طوری‌که طی سال‌های ۱۹۷۷ تا ۲۰۰۰، سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۴ و در مجموع طی دوره ۳۷ ساله ۱۹۷۷ تا ۲۰۱۴ به ترتیب ۲۸۷/۹۴، ۷۳۲/۰۸ و ۱۰۲۰/۰۲ همکار به سطح زیرپوشش جنگل‌های نیمه متراکم افزوده شده است، به‌عبارتی دیگر طی این دوره زمانی مساحت زیرپوشش جنگل‌های نیمه متراکم در حدود ۳۸ درصد افزایش داشته است (جدول ۵). بر اساس یافته‌ای به‌دست‌آمده از این مطالعه (جدول ۵)، مساحت مناطق انسان‌ساخت در آبخیز مورد مطالعه نیز دستخوش تغییراتی چشمگیری شده است

به طوری که به مساحت این مناطق طی سال‌های ۱۹۷۷ تا ۲۰۰۰ به میزان ۰/۰۸ هکتار، در سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۴ به میزان ۱۷/۸۷ هکتار و در دوره ۳۷ ساله به میزان ۱۷/۹۵ هکتار یعنی مساحتی در حدود ۱۷ درصد آن افزوده شده است.

جدول ۵: نتایج تغییر مساحت کاربری‌ها در دوره‌های زمانی مورد مطالعه.

دوره زمانی	۱۹۷۷ - ۲۰۱۴			۲۰۰۰ - ۲۰۱۴			۱۹۷۷ - ۲۰۰۰			کاربری
	تغییر (هکتار)	درصد سالیانه	در سال	تغییر (هکتار)	درصد سالیانه	در سال	تغییر (هکتار)	درصد سالیانه	در سال	
آب دریاچه	-۱۵۴/۹۸	-۰/۶۶۹	-۶/۷۳	-۳/۶۵	-۰/۰۳	-۰/۲۶	-۱۵۸/۶۳	-۰/۴۲	-۴/۲۸	
حاشیه دریاچه (بن در آب)	۱۶۷/۱۶	۰/۶۰۸	۷/۲۶	۸۵/۳۷	۰/۴۴	۶/۰۹	۲۵۲/۵۳	۰/۵۷	۶/۸۲	
کشاورزی	۳۲۰/۵۱	۰/۷۶	۱۳/۹۳	۴۶۲/۹۲	۱/۵۴	۳۳/۰۶	۷۸۳/۴۳	۱/۱۶	۲۱/۱۷	
جنگل متراکم	-۶۲۰/۵۶	-۰/۶۷	-۲۶/۹۸	-۱۲۶۳/۴۶	-۲/۶۶	-۹۰/۲۴	-۱۸۸۴/۰۲	-۱/۲۷	-۵۰/۹۱	
جنگل نیمه متراکم	۲۸۷/۹۴	۰/۴۷	۱۲/۵۴	۷۳۲/۰۸	۱/۷۸	۵۲/۲۹	۱۰۲۰/۰۲	۱/۰۴	۲۷/۵۶	
مناطق انسان‌ساخت	۰/۰۸	۰/۰۰۸	۰/۰۰۳	۱۷/۸۷	۳/۱۴	۱/۲۷	۱۷/۹۵	۱/۱۹	۰/۴۸	

بحث و نتیجه‌گیری

فرضیه تغییرات خطی (در مقابل تغییرات غیرخطی) در اکوسیستم‌های طبیعی در مقیاس‌های مکانی و زمانی انکارناپذیر است. در اغلب موارد، تغییرات تدریجی در یک اکوسیستم خود یک قاعده و اصل است و گذرهای بحرانی استثنائات طبیعت هستند (Scheffer, 2009). نتایج حاصل از تفسیر تصاویر ماهواره‌ای در سال‌های مورد مطالعه نشان داد که مساحت بخش آبی تالاب در سال ۱۹۷۷ بیشترین مقدار و در سال ۲۰۱۴ کمترین مقدار بوده است؛ به عبارتی دیگر طی این دوره ۳۷ ساله ۱۵ درصد از سطح آبیگیر دریاچه کاسته شده و در مقابل حدود ۲۱ درصد به مساحت حاشیه تالاب (۱۵ درصد گیاهان حاشیه تالاب و ۶ درصد نواحی مرطوب و باتلاقی) افزوده شده است. به بیانی دیگر سطحی حدود ۱۵ درصد از بخش آبیگیر تالاب به گیاهان بن در آب تبدیل شده است. این کاهش سطح آب تالاب ممکن است با برخی تغییرات غیرقابل برگشت همراه بوده باشد که تشخیص این قبیل تغییرات که خود نیازمند اطلاعات دقیق‌تر و جمع‌تر است، در توان این تحقیق نباشد، به‌ویژه برای مثال اگر کاهش‌های غیرخطی به‌مانند پایین آمدن سطح آب به مقدار ۵ سانتی‌متر باشد؛ بنابراین زمان برای جبران خسارت وارده به تالاب حیاتی است؛ به طوری که پروژه‌های احیا و حفاظت از این تالاب بایستی فوراً به کمک پایداری این تالاب بیایند تا وضعیت آن از وضعیت کنونی وخیم‌تر نشود، چراکه ورود یک سیستم به یک رژیم جدید، زمان و انرژی لازم برای احیای آن به شرایط غیر آشفته قبلی را به‌طور معنی‌داری بیشتر می‌کند (Mayer and Rietkerk, 2004). پیشروی بخش گیاهان بن در آب به بخش آبیگیر تالاب نشان‌دهنده افزایش پدیده پر غذایی دریاچه است. پر غذایی تهدیدی جدی برای تالاب‌ها محسوب می‌شود که خود اغلب پیامد آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی است (Ticehurst et al., 2007). تالاب‌ها از ظرفیت بالایی برای جذب آلودگی‌ها و غنی شدن برخوردارند لذا از این لحاظ بسیار آسیب‌پذیرند. به

دلیل ضعیف بودن پتانسیل خود پالایی این سیستم آبی در مقایسه با دیگر دستگاه‌های آبی، نحوه اثرگذاری آلاینده‌ها در این محیط با سایر محیط‌های آبی بسیار متفاوت است (Herath, 2004). ورود بار سنگین مواد مغذی همچون نیتروژن و فسفر به دریاچه از طریق روان آب‌های کشاورزی، صنعتی و روستایی موجب رشد جمعیت جلبک‌ها و باکتری‌های فتوسنتز کننده و به دنبال آن شکل‌گیری پر غذایی در تالاب خواهد شد (Qulin et al., 2003). به دنبال صنعتی شدن و پیشرفت‌های کشاورزی جهان در یک قرن اخیر بیشتر دریاچه‌ها در سرتاسر دنیا بخصوص در کشورهای جهان سوم از پدیده پر غذایی رنج می‌برند (Ticehurst et al., 2007). مطالعه تصاویر ماهواره‌ای طی سال‌های موردبررسی در این مطالعه حاکی از افزایش حدود ۴۲/۹۲ درصدی مساحت بخش کشاورزی است که در افزایش ورود کود و سموم و آفت‌کش‌ها به درون دریاچه نقش بسیار مهمی داشته است. جنگل‌زدایی و به دنبال آن شکل‌گیری فرسایش خاک موجب انتقال مقادیر فراوانی از مواد مغذی، رسوبات و مواد آلی به دریاچه و کاهش عمق دریاچه می‌شود، بر این اساس، به دلیل کاهش حدود ۴۹/۹۹ درصدی مساحت جنگل‌های متراکم و تبدیل آن به دیگر کاربری‌ها و در مقابل افزایش تقریباً ۳۸ درصدی مساحت جنگل‌های نیمه متراکم، تالاب زری بار با افزایش ورود رسوب و مواد آلاینده و کاهش سالانه ۳/۱ سانتی‌متر عمق خود مواجه است (این مهم باعث فقر غذایی در کف و کاهش نفوذ اکسیژن در لایه آبی نزدیک به کف و در نهایت مرگ دریاچه می‌گردد) (مهندسين مشاور جامع ايران، ۱۳۸۱؛ ابراهیمی محمدی، ۱۳۹۲). مطالعات نشان داده است که سالانه حدود ۴۶۰۰۰ مترمکعب رسوب در دریاچه رسوب می‌کند و طی ۲۰ سال آینده بخش‌هایی از دریاچه که حدود ۱ متر عمق دارند از رسوب پر می‌شود (خالدیان و حبیبی، ۱۳۸۰؛ ابراهیمی محمدی، ۱۳۹۲). علاوه بر این، در این دوره ۳۷ ساله حدود ۱۷ درصد به مساحت مناطق انسان‌ساخت اطراف دریاچه افزوده شده است. همچنین از آنجا که روستاهای حاشیه تالاب فاقد سیستم جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب مناسب هستند و فاضلاب بسیاری از روستاها به‌طور مستقیم وارد دریاچه می‌شود، لذا ورود ۳۰۰ لیتر در ثانیه فاضلاب به داخل آب دریاچه و تولید ۳/۲ برابری مواد زیستی شناور در هر مترمکعب از آب دریاچه که باعث افزایش تصاعدی نی‌زارها و تغییر در اکوسیستم آبی و به دنبال آن مرگ‌ومیر ماهی‌ها و آبزیان می‌شود (ابراهیمی محمدی، ۱۳۹۲؛ حمیدیه و همکاران، ۱۳۸۸)، تأثیر بسزایی بر کاهش سطح آبگیر تالاب داشته‌اند. نتیجه این تحقیق نمایانگر وقوع یک بحران زیست‌محیطی در این تالاب طی این دوره ۳۷ ساله است؛ به‌طور مشابه با بهره‌گیری از سامانه‌های اطلاعات جغرافیایی تخریب و درجه حساسیت برخی اکوسیستم‌های طبیعی دیگر (جمال‌زاد، ۱۳۷۷؛ قربانی و همکاران، ۱۳۹۱؛ Zhao et al., 2010; Kashaigili et al., 2006) مورد ارزیابی و مطالعه قرار گرفته است که به‌مانند یافته‌های به‌دست‌آمده از این تحقیق، افزایش تغییر کاربری اراضی اطراف تالاب و به‌تبع آن کاهش سطح آبی تالاب مشاهده شده است. ضروری است تغییرات نامطلوب تالاب‌ها را به‌عنوان شاخصی به‌منظور پی بردن به علل این تغییرات و اتخاذ برنامه‌ها و سیاست‌های مدیریتی مناسب برای آن‌ها موردبررسی و ارزیابی قرارداد. برنامه مدیریتی یک تالاب فعالیت‌هایی را شامل می‌شود که در داخل، بخش‌های طبیعی اطراف تالاب و یا برای اصلاح کاربری‌های انسانی اطراف آن پایه‌ریزی و اجرا شده و هدف اصلی این برنامه، به‌طور طبیعی حفاظت، احیا و بهسازی کارکردها و ارزش‌های تالاب است (Turner and Gannon, 2008).

یافته‌های این مطالعه نشان داد که در فاصله سال‌های ۱۹۷۷ تا ۲۰۱۴ سطح آبی تالاب زری بار به‌طور چشمگیری کاهش یافته است و با کاهش

مناطق جنگل متراکم و نیمه متراکم بر مساحت دیگر کاربری‌ها مانند مناطق انسان‌ساخت و کشاورزی افزوده شده است. این یافته با یافته‌های Chapin و همکاران (۲۰۱۰) مبنی بر اینکه در طول نیم‌قرن گذشته اکوسیستم‌های طبیعی دستخوش حداکثر تغییرات ناشی از فشارهای انسانی شده‌اند، همخوانی دارد. تغییرات نامطلوب کاهشی سطح آبگیر تالاب زری بار فقط کاهش در سطح آب این تالاب نیست، بلکه این تغییر خود زنجیره‌ای از تغییرات کم‌وبیش عمیق بر کارکرد اکوسیستم‌های پویا وزنده (Saura et al., 2011) همچون اکوسیستم این تالاب به‌ویژه بر بخش اکو بیولوژی آبیان آن بر جای گذاشته و در صورت ادامه این روند این تغییرات با شدت و اثرگذاری بیشتری ادامه خواهد گذاشت. تغییرات نامطلوب در بر اساس چارچوب تئوری پانارچی (Walker et al., 2004)، اکوسیستم تالاب زری بار به میزان زیادی تحت تأثیر عوامل اثرگذار اجتماعی بوده است. دینامیک فزونی جمعیت شهری اثرگذارترین عامل تخریب و تغییر مساحت کاربری‌های مختلف این تالاب طی نیم‌قرن گذشته بخصوص در یک دهه اخیر است. به‌طور مشابه Henareh Khalyani و Mayer (۲۰۱۳) شهری شدن و فزونی رشد جمعیت شهرها را مهم‌ترین و مؤثرترین عامل در تخریب اکوسیستم جنگل‌های زاگرس گزارش کرده‌اند. منافع اکوسیستمی حلقه ارتباطی بین محیط طبیعی و جامعه هستند (Collins et al., 2010) و عدالت در دسترسی به این منافع مسئله چالش‌برانگیز دیگری در برنامه‌های حفاظت و احیای اکوسیستم تالاب زری بار به حساب می‌آید. تنش و فشار ناشی از استفاده و بهره‌برداری غیراصولی زیربارنشینان و دیگر مردمان محلی از یک‌طرف و ورود آلاینده‌های مختلف به داخل آب تالاب از طرف دیگر می‌تواند تا حدود با بهبود و استقلال اقتصادی مردم و برگزاری کلاس‌های ترویجی برای مردم کاهش یابد. چنین هدفی فقط با اجرای برنامه‌های موفق و قابل‌پذیرش برای مردمان محلی امکان‌پذیر خواهد بود. سیاست‌های اقتصادی جدید و پروژه‌های کارآمد احیا و حفاظت از این تالاب بایستی جایگاه مردمان محلی و اثرگذاری آن‌ها بر تالاب در کنار بهره‌گیری از دانش بومی جوامع محلی را مدنظر قرار دهند. با واکاوی یافته‌های این تحقیق و با توجه به امکانات و محدودیت‌های منطقه مورد مطالعه، جلوگیری از ورود انواع آلاینده‌ها، فاضلاب و آلودگی‌ها به آب تالاب، جلوگیری از ورود رسوبات به تالاب و جلوگیری از تجاوز به حریم تالاب را می‌توان برخی از اهداف و اقدامات کلی و ضروری در برنامه مدیریتی تالاب زری بار به‌منظور جلوگیری از وخیمشان وضعیت آن نام برد. اعمال برخی برنامه‌های مدیریتی از جمله تغییر در الگوی کشت، احداث سدهای رسوب‌گیر در مناطق حساس به فرسایش، احداث دستگاه‌های جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب برای روستاهای حاشیه تالاب، جلوگیری توسعه فعالیت‌های انسانی آلوده‌کننده دریاچه در حاشیه تالاب، اطلاع‌رسانی و ترویج فرهنگ حفاظت و نگهداری از تالاب می‌توانند در راستای مدیریت و توسعه پایدار دریاچه و تحقق اهداف بالا سودمند باشند. یافته‌های این تحقیق در صورتی که به بهره‌گیری از دانش بومی و اتخاذ سیاست‌های صحیح مدیریتی جامع تالاب منجر شود می‌تواند در شناسایی پنجره‌های امیدبخش برای خلق و ایجاد فرصت‌های حفاظت این تالاب که در آن روابط همه مؤلفه‌های مدیریت جامع تالاب در نظر گرفته شوند، سودمند باشد (Wearn et al., 2012).

منابع

- ابراهیمی‌محمدی، ش.، ۱۳۹۲. تغییرات درون و بین رگباری و مکانی آب نمود رسوب نمود معلق و آلودگی نمود ذره‌ای آبراه‌های اصلی ورودی به دریاچه زریوار. رساله دکتری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، شماره ۱۳۵ ص.
- باقری، ر. و شتایی جویباری ش.، ۱۳۸۹. مدل‌سازی کاهش گستره جنگل با استفاده از رگرسیون لجستیک (مطالعه موردی: حوزه آبخیز چهل چای استان گلستان). مجله جنگل ایران، انجمن جنگلبانی ایران، شماره ۲: صفحات ۲۵۲-۲۴۳.
- جمال‌زاد، ف.، ۱۳۷۷. تعیین میزان حساسیت مناطق مختلف تالاب انزلی با استفاده از سامان اطلاعات جغرافیایی (GIS). پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران، ۵۲ ص.
- حمیدیه، م.، کوچک‌دلی، ع.، قاجاری، ن.، کاظمی راد، ه. و محمد پور، آ.، ۱۳۸۸. بررسی علل آلودگی دریاچه زری بار و ارائه راهکارهایی در زمینه کاهش آلودگی‌ها. همایش ملی انسان، محیط‌زیست و توسعه پایدار، دانشگاه آزاد اسلامی واحد همدان، ۹ ص.
- خالدیان، ح. و حبیبی، ن.، ۱۳۸۰. بررسی وضعیت رسوب‌گذاری و اثرات آن بر محیط‌زیست دریاچه زری بار مریوان. همایش ملی مدیریت اراضی، فرسایش خاک و توسعه پایدار، صفحات ۱۰۸-۹۵.
- رسولی، ع. ا.، ۱۳۸۷. مبانی سنجش‌ازدور کاربردی با تأکید بر پردازش تصاویر ماهواره‌ای. انتشارات دانشگاه تبریز، چاپ اول، صفحات ۱۱۵-۸۳.
- رضایی بنفشه، م.، رستم زاده، ه. و فیضی زاده، ب.، ۱۳۸۶. بررسی و ارزیابی روند تغییر سطوح جنگل با استفاده از سنجش‌ازدور و GIS (مطالعه موردی جنگل‌های ارسباران ۱۹۷۸-۲۰۰۵). مجله پژوهش‌های جغرافیایی، ۳۹ (۶۲): صفحات ۱۵۹-۱۴۳.
- زبیری، م. و مجد، ع. ر.، ۱۳۷۹. آشنایی با فن سنجش‌ازدور و کاربرد آن در منابع طبیعی. انتشارات دانشگاه تهران، چاپ اول، ۲۸۶ ص.
- سفینیان، ع. ر.، محمدی توفیق، ا.، خداکرمی، ل. و امیری، ف.، ۱۳۹۰. تهیه نقشه کاربری اراضی با استفاده از روش شبکه عصبی مصنوعی (مطالعه موردی: حوزه آبخیز کبودرآهنگ، رزن و خون جین - تلخاب در استان همدان). مجله کاربرد سنجش‌ازدور و GIS در علوم منابع طبیعی، ۲ (۱): ۱۱-۱.
- فاطمی، س. ب. و رضایی، ی.، ۱۳۸۹. مبانی سنجش‌ازدور. چاپ دوم، انتشارات آزاده، تهران.
- قربانی، ر.، تقی پور، ع. و محمود زاده، ح.، ۱۳۹۱. ارزیابی و تحلیل تغییرات کاربری اراضی محدوده تالاب‌های بین‌المللی آلا گل، آلا گل و آجی گل ترکمن‌صحرا با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای چند زمانه. مجله جغرافیا و برنامه‌ریزی محیطی، ۴ (۴۸): صفحات ۱۷۸-۱۶۷.
- مهندسین مشاور آساراب، ۱۳۸۷. مطالعه طرح جامع مدیریت بحران زیست‌محیطی دریاچه زری بار. ج. هشتم: فرسایش و رسوب. اداره کل محیط‌زیست استان کردستان، ۱۰۴ ص.
- مهندسین مشاور جامع ایران، ۱۳۸۱. مطالعات زیست‌محیطی، لیمنولوژیکی و حفظ تعادل اکولوژیک دریاچه زری بار. ج. هفتم: گزارش اقتصادی-اجتماعی، استانداری کردستان، ۶۰ ص.

Chapin, F. S., Carpenter, S. R., Kofinas, G. P., Folke, C., Abel, N., Clark, W. C., Olsson P., Smith, D. M. S., Walker, B., Young, O. R., Berkes, F., Biggs, R., Grove, J. M., Naylor, R. L., Pinkerton, E., Steffen, W. and Swanson, F. J., 2010. Ecosystem stewardship: Sustainability strategies for a rapidly changing planet. *Trends in Ecology and Evolution*, 25: 241-249.

Collins, S. L., Carpenter, S. R., Swinton, S. M., Orenstein, D. E., Childers, D. L., Gragson, T. L., Grimm, N. B., Grove, J. M., Harlan, S. L., Kaye, J. P., Knapp, A. K., Kofinas, G. P., Magnuson, J. J., McDowell, W. H., Melack, J. M., Ogden, L. A., Robertson, G. P., Smith, M. D. and Whitmer, A. C., 2010. An integrated

conceptual framework for longterm social–ecological research. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 351–357.

Conceiao, C. D., Clark, P., Saatchi, S. S. and Agosti, D., 2008. Predicting geographical distribution models of high-value timber trees in the Amazon Basin using remotely sensed data. *Ecological Modeling*, 211: 309–323.

Congalton, R. G. and Green, K., 1999. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data*. CRC Press, Boca Raton. FL. 137 p.

Henareh Khalyani, A. and Mayer A. L., 2013. Spatial and temporal deforestation dynamics of Zagros forests (Iran) from 1972 to 2009. *Landscape and Urban Planning*, 117: 1–12.

Herath, G., 2004. Incorporating community objectives in improved wetland management: the use of the analytic hierarchy process. *Journal of Environmental Management*, 70: 263–273.

Jensen, J. R., 2004. *Digital change detection: Introductory digital image processing: A remote sensing perspective*, Prentice-Hall, New Jersey.

Kashaigili, J., Mccartney, B. M. and Mwanuzi, F., 2006. Dynamics of Usangu plains wetlands: Use of remote sensing and GIS as management decision tools. *Physics and Chemistry of the Earth*, 31: 967-975.

Lambin, E. F. and Geist, H., 2006. *Land-use and land-cover change: local processes and global impacts*. Springer

Lausch, A. and Herzog, F., 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2: 3-15.

Lillesand, T. M., Kiefer, R. W. and Chipman, J. W., 2004. *Remote Sensing and Image Interpretation*, fifth ed., J. Wiley and Sons, Inc., New York.

Maingi, J. K., Marsh, S. E., Kepner, W. G. and Edmonds, C. M., 2002. An accuracy assessment of 1992 landsat-mss derived land cover for the upper san pedro watershed (U.S./Mexico). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-02/040 (NTIS PB2002-107521).

Mayer, A. L. and Rietkerk, M., 2004. The dynamic regime concept for ecosystem management and restoration. *BioScience*, 54: 1013–1020.

Melendez-Pastor, I., Navarro-Pedreno, J., Gomez, I. and Koch, M., 2010. Detecting drought induced environmental changes in a Mediterranean wetland by remote sensing. *Applied Geography*, 30: 254-262.

Mertens, B. and Lambin, E. F., 1999. Modelling land cover dynamics: integration of fine-scale land cover data with landscape attributes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 1: 48–52.

Millennium Ecosystem Assessment Board, 2005. *Living Beyond Our Means: Natural Assets and Human Well-Being*. Statement from the Board. Millennium Ecosystem Assessment. Full Report Available at: <http://www.millenniumassessment.org/>.

Ozesmi, S. L. and Bauer, E. M., 2002. Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 10: 381-402.

Pontius, R. G. and Schneider, L. C., 2001. Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85: 239-248.

Qulin, T., Shao, Y., Songlin, Y. and Qingzhao, W., 2003. Wetland vegetation biomass estimation using

Landsat-7 ETM+ data. *IEEE International*, 4: 2629 – 2631.

Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C. and Rodríguez-Freire, M., 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11: 407–416.

Scheffer, M., 2009. *Critical transitions in nature and society*. Princeton University Press.

Shalaby, A. and Tateishi, R., 2007. Remote sensing and GIS for mapping and monitoring land cover and land use changes in the Northwestern Coastal of Egypt. *Applied Geography*, 27: 28-41.

Ticehurst, J. L., Newham, L. T., Rissik, D., Letcher, R. A. and Jakeman, A. J., 2007. A Bayesian network approach for assessing the sustainability of coastal lakes in New South Wales, Australia. *Environmental Modelling and Software*, 22:1129–1139.

Turner, M. H. and Gannon R., 2008. *Wetland Management*. North Carolina State University. <http://water.ncsu.edu>

Turner, R. K., Bergh, M. J. C., SoÈderqvist, T., Barendregt, A., Straaten, J. and Ierland, E. C., 2000. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics*, 35:7–23.

Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R. and Kinzig, A., 2004. Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society*, 9: 5.

Wearn, O. R., Reuman, D. C. and Ewers, R. M., 2012. Extinction debt and windows of conservation opportunity in the Brazilian Amazon. *Science*, 337: 228–232.

Zhao, H., Cui, B., Zhang, H., Fan, X., Zhang, Z. and Lei, X., 2010. A landscape approach for wetland change detection (1979-2009) in the Pearl River Estuary. *Procedia Environmental Sciences*, 2: 1265- 1278.