

بررسی وضعیت و آشکارسازی تغییرات در جنگل‌های مانگرو جزیره قشم با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای در بین سال‌های ۱۹۸۸ تا ۲۰۰۸

شهرام جعفرنیا^۱

جعفر اولادی^{۲*}

Oladi123@yahoo.com

سید محمد حجتی^۳

خسرو میر آخور لو^۴

تاریخ پذیرش: ۹۰/۷/۱۲

تاریخ دریافت: ۹۰/۲/۲۵

چکیده

زمینه و هدف: جنگل‌های مانگرو جزیره قشم در سواحل جنوبی ایران و نزدیک به بالاترین عرض جغرافیایی پراکنش مانگروهای جنوب شرقی آسیا قرار دارند. با توجه به اهمیت جنگل‌های مانگرو ایران از جمیع جهات و معرفی آن‌ها به عنوان یکی از مهم‌ترین اکوسیستم‌های جهان و تخریب روز افزون این مواهب طبیعی، حفظ، احیا و توسعه جنگل‌های مذکور از اهمیت بسزایی برخوردار است. روش بررسی: در این مطالعه ابتدا سطح جنگل‌های موجود در سال‌های ۱۹۸۸، ۱۹۹۸ و ۲۰۰۸ در شمال غربی جزیره قشم تعیین شد و سپس با مقایسه داده‌های ماهواره‌ای در دو دوره ۱۹۹۸-۱۹۸۸ و همچنین ۲۰۰۸-۱۹۹۸ آشکارسازی تغییرات انجام شد. یافته‌ها: نتایج بررسی نشان داد که طی دو دهه گذشته تغییرات چشم‌گیری در این اراضی اتفاق افتاده است. در دوره اول، مجموع وسعت جنگل از ۵۱۶۰/۵۲ هکتار در سال ۱۹۸۸ به ۵۳۰۸/۳۲ هکتار در سال ۱۹۹۸ افزایش یافته و در واقع در طول ۱۰ سال توده جنگلی با افزایش ۱۴۷/۷ هکتار (حدود ۲/۸٪) توسعه داشته است. این رشد و توسعه را می‌توان رشد متوسط جنگل با نرخ سالانه ۰/۲۸ درصد معادل ۱۴/۷ هکتار در سال در طول این دوره برشمرد. در دوره دوم، سطح جنگل از ۵۳۰۸/۳۲ هکتار در سال ۱۹۹۸ به ۵۵۱۲/۷ هکتار در

۱- دانشجوی دکتری جنگلداری، گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی نور، دانشگاه تربیت مدرس نور.
۲- استادیار گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری* (مسوول مکاتبات).
۳- استادیار گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری.
۴- مربی، موسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور.

سال ۲۰۰۸ افزایش یافته که در واقع در طول ۱۰ سال توده جنگلی با افزایش ۲۰۴/۴ هکتار معادل ۳/۸ درصد توسعه داشته است. این توسعه را می‌توان رشد متوسط جنگل با نرخ سالانه ۰/۳۸ درصد معادل ۲۰/۴ هکتار در سال در طول دوره دوم برشمرد.

بحث و نتیجه گیری: در این مطالعه عامل اصلی توسعه سطح جنگل‌های مانگرو تجدید حیات طبیعی و در مواردی جنگل‌کاری‌های صورت گرفته در این مناطق بوده است.

واژه های کلیدی: جنگل‌های مانگرو، آشکار سازی تغییرات، توسعه سطح، تجدید حیات طبیعی، جزیره قشم.

Status and change detection of Mangrove forest in Qeshm Island using satellite imagery from 1988 to 2008.

Shahram Jafarnia¹

Jafar Oladi²

Oladi123@yahoo.com

Seyed Mohammad Hoojati³

Khosro Mir Akhor Loo⁴

Abstract

Background and Objective: The Qeshm Island Mangrove forests are located at southern coast of Iran, near the highest latitude of Mangrove in Southeast of Asia. Due to the importance of all aspects of mangrove forest and to prompt it as one of the most significant world ecosystems the ever increasing destruction of these natural resources, it is essential to preserve, restore and develop these forest in Iran.

Method: In this study, mangrove forest areas were determined for 1988, 1998 and 2008; then, the changes were detected by comparing satellite data related to two periods of 1988-1998 and 1998-2008 in the northwest of Qeshm Island.

Findings: The results showed that over the past two decades, significant changes have occurred in this area. In the first period, the total forest area increased from 5160.52 ha in 1988 into 5308.32 ha in 1998, i. e., the forest area had developed 181.7 ha (about 5/3%) during 10 years. In other words, the annual average growth rate of these forests was 0.35 percent, equivalent to 18.7 ha per year during that 10 year period. In the second period, the forest area of developed from 5308.32 ha in 1998 into 5512.7 ha in 2008, i. e., the forest area has been developed 204.4 ha, (3.8 %) in the second period 10 year. In other words, the annual average growth rate of the forest 0.38 percent (20.4 ha) per year during the second period.

Discussion and Conclusion: In this study, the main factor for the development of area has been causes natural regeneration and in cases of Afforestation mangrove forests in these areas.

Key words: mangrove forest, changes detection, developed area, natural regeneration Qeshm Island.

1- Ph.D. student, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources & Marine Sciences, University of Tarbiat Modares, Nour, Iran.

2-Assistant Professor, Department of Forestry, Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran*(*Corresponding author*).

3- Assistant Professor, Department of Forestry, Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran.

4- Lecturer, Research Institute of Forests and Rangelands

مقدمه

جنگل‌های مانگرو اکوسیستم‌های ویژه مناطق حاره به شمار می‌روند که در حاشیه دو محیط‌زیست متفاوت دریا و خشکی رشد می‌کنند و زیستگاه منحصر به فردی برای گونه‌های متنوعی از جانداران مختلف بوده و به دلیل موقعیت اکوتونی که دارند از غنی‌ترین اکوسیستم‌های دنیا به شمار می‌آیند (۱). محیط‌زیست رویشی مانگروها بسیار پویاست و سطح آب در این رویشگاه‌ها دارای جریان‌ات روزانه و فصلی است (۲). در حالی که جنگل‌های مانگرو در ایران با وسعت ۱۰۷۰۰ هکتار در ۹ منطقه در سواحل جنوب کشور در حد فاصل عرض‌های جغرافیایی $11^{\circ} 25'$ تا $27^{\circ} 52'$ گسترش یافته‌اند (۳). جنگل‌های مانگرو ایران در سال ۱۹۷۲ به عنوان تنها اجتماع معرف اقلیم حیاتی پالئوتروپیک با برخورداری از معیارهای برنامه انسان و زیست‌کره یونسکو MAB به عنوان ذخیره‌گاه زیست‌کره برگزیده و به شبکه - جهانی ذخیره‌گاه‌ها ثبت گردید (۴). هدف اصلی از مدیریت پایدار در جنگل‌های مانگرو ایجاد زمینه لازم به منظور حفاظت، بهسازی و استفاده مناسب از جنگل‌های مانگرو است. با توجه به اهمیت جنگل‌های مانگرو ایران از جمیع جهات و معرفی آنها به عنوان یکی از مهم‌ترین اکوسیستم‌های جهان و تخریب روز-افزون این مواهب طبیعی، حفظ، احیا و توسعه جنگل‌های مذکور در راس فعالیت‌های سازمان‌های مسئول و طرح‌های تحقیقاتی قرار گرفته است. لذا توسعه این جنگل‌ها که در رویشگاه‌های خشک استقرار مانگروها قرار گرفته و دارای مساحت کم جنگل به صورت طبیعی می‌باشد، از اهمیت بسزایی برخوردار است (۵). بدیهی است که بهره‌برداری بی‌رویه از بخش‌هایی از رویشگاه به تخریب و انهدام پوشش خواهد انجامید. حال آنکه نواحی دور از دسترس امکان دست‌نخورده‌گی و توسعه را خواهند داشت. لذا ضروری است روند تغییرات سطح رویشگاه در زمان‌های مختلف مورد بررسی قرار گیرد، تا با آشکار شدن نواحی که بیش‌تر در معرض تهدید قرار دارند، روند کاهش تخریب آنها در طول زمان آشکار شود و همچنین با پدیدار شدن نواحی

دست‌نخورده و بکر امکان برآورد نرخ رشد طبیعی توده به سادگی فراهم شود. از این رو قضاوت در مورد نرخ رویش طبیعی و روند تخریب یا توسعه جنگل‌ها مانگرو نیازمند بررسی وسعت گسترش‌گاه‌ها در زمان‌هایی کوتاه‌تر از روش‌های متداول دارد (۶). این کار با تعیین میزان تخریب و یا امکان توسعه می‌تواند تغییرات را در زمان‌های مختلف را نشان دهد. اما با توجه به این‌که جنگل‌های مانگرو به دلیل شرایط خاص مناطق استقرار مانند خاک گل‌آلود، غرقاب زیاد، زندگی در محدوده جزرومدی و مصب رودخانه‌ها، پیش‌روی به داخل آب و نفوذ خورها به محدوده جنگل‌ها شرایط خاصی دارند، دست‌یابی به آنها بسی دشوار و در پاره‌ای موارد غیرممکن است. به همین دلیل جهت تعیین موقعیت پدیده‌ها، مطالعات زمینی کافی نبوده و استفاده از اطلاعات دورسنجی می‌تواند اطلاعات ضروری را در اختیار کاربران قرار دهد. یکی از روش‌های مناسب برای رسیدن به این هدف، استفاده از تصاویر ماهواره‌ای در طول دوره‌های مختلف و مقایسه روند تغییرات در طول این دوره می‌باشد. آشکار سازی تغییرات فرابندی است که تغییرات در وضعیت پدیده‌های مختلف را در زمان‌های متفاوت نشان می‌دهد (۷). آشکار سازی صحیح و به هنگام تغییرات عوارض سطح زمین می‌تواند به عنوان الگوی مناسبی برای درک بهتر روابط و برهم کنش‌های بین انسان و پدیده‌های طبیعی باشد که مدیریت بهتر و استفاده مناسب از منابع طبیعی را فراهم کند. سه مرحله اصلی آشکار سازی تغییرات شامل (۱) پردازش اولیه تصاویر شامل تصحیح هندسی، تصحیحات رادیو متریک و اتمسفریک و تصحیحات توپوگرافیک در صورتی که منطقه مورد مطالعه در کوهستان باشد (۲) انتخاب تکنیک‌های مناسب برای انجام آنالیز آشکار سازی تغییرات و (۳) ارزیابی صحت نتایج می‌باشد. "Minh Thu & Populus" (۲۰۰۷) در تحقیقی وضعیت و تغییرات جنگل‌های مانگرو در ویتنام را با استفاده از RS، GIS در بین سال‌های ۱۹۶۵، ۱۹۹۵ و ۲۰۰۱ بررسی کردند. با استفاده از آنالیز GIS نشان دادند که در طی این ۳۶ سال

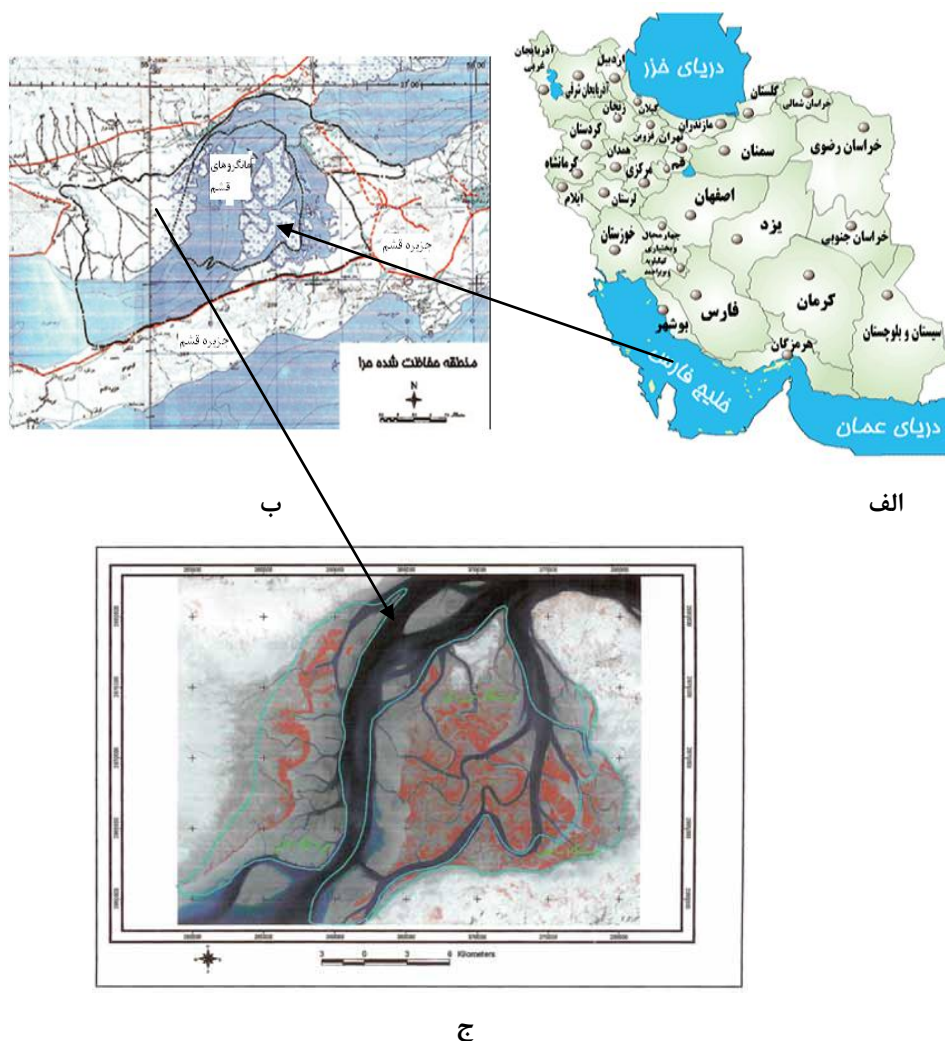
در حد فاصل دلتای رودخانه‌ی مهران و گورزین در دماغه شمالی جزیره قشم قرار گرفته است و تمامی ترعه خوران را در بر می‌گیرد و در سیستم تصویر UTM در زون ۴۰ واقع شده است (شکل ۱). بخش عمده جوامع جنگلی جزیره قشم در لافت و طبل گسترده‌اند که به وسعت زیاد به داخل ترعه خوران کشیده شده‌اند و منطقه وسیعی را تحت پوشش دارند. بخش عمده این جنگل‌ها در حاشیه خورهای اصلی و هم سطح دریا قرار دارند. جنگل‌های مانگرو جزیره قشم از گونه *(Avicennia marina Forsk.)* با نام حرا تشکیل گردیده که گونه منحصر به فرد منطقه مورد مطالعه است و گونه مانگرو دیگری در منطقه مورد مطالعه دیده نمی‌شود.

میانگین تخریب مانگروها در دوره ۱۹۶۵ تا ۱۹۹۵، ۰/۲٪ بود، اما در دوره ۱۹۹۵ تا ۲۰۰۱/۱۳٪ بوده است (۸). "Ming Lee & ChungYeh" (۲۰۰۹) در تحقیقی کاربرد تکنیک‌های مختلف سنجش از دور را در بازبینی تغییرات پوشش گیاهی جوامع مانگرو در مصب رودخانه Danshui در تایوان بررسی کردند. نتایج نشان داد که پراکنش سطحی مانگروها در حدود ۱۵/۸ تا ۴۰ هکتار در مدت ۱۰ سال افزایش پیدا کرده است (۹). در این مطالعه با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای سنجنده TM ماهواره LANDSAT مربوط به سال ۱۹۸۸ و ۱۹۹۸ میلادی و سنجنده LISSIII ماهواره IRS مربوط به سال ۲۰۰۸ میلادی، ابتدا نقشه کاربری اراضی در این سال‌ها تهیه شد و سپس با محاسبه مساحت مانگروها در هر دوره و مقایسه این داده‌ها با یکدیگر در دو دوره ۱۹۸۸-۱۹۹۸ و ۱۹۹۸-۲۰۰۸ تغییرات سطح مانگروها را بررسی می‌کنیم.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

جنگل‌های مانگرو جزیره قشم در محدوده جغرافیایی ۲۶°۴۵' تا ۲۷°۰۰' عرض شمالی و ۵۵°۲۰' تا ۵۵°۵۱' طول شرقی



ج

شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه، استان هرمزگان (الف)، جزیره قشم (ب)، جنگل های مانگرو قشم، ترکیب رنگی

باند های ۲، ۳ و ۴ سنجنده LISS III (ج)

Figure 1- Location of the study area, Hormozgan (a), Qeshm (b), Mangrove forests of Qeshm, color composite of bands 2, 3 and 4 sensor LISS III (c)

داده های مورد استفاده

روش کار

در این تحقیق، در گام نخست در منطقه مورد مطالعه با پیمایش زمینی و ثبت چندین نقطه توسط GPS و همچنین با استفاده از نقشه های توپوگرافی و سایر نقشه های موجود و با توجه به تصاویر قدیم و جدیدی که از منطقه مورد مطالعه در اختیار بود، محدوده ی منطقه مورد مطالعه مشخص و مرزهای آن بسته شدند. سپس با استفاده از نقشه های کاربری اراضی، شکل زمین و

در این تحقیق از داده های چند طیفی متعلق به ۷ باند سنجنده TM ماهواره لندست مربوط به ۲۱ می سال ۱۹۸۸ و تصاویر ۷ باند سنجنده TM مربوط به ۲۲ می سال ۱۹۹۸ به شماره گذارهای ۱۶۰/۴۱ و همچنین داده های باندهای ۲، ۳، ۴ و ۵ سنجنده LISS III ماهواره IRS-C هندوستان مربوط به ۲۱ ژوئن سال ۲۰۰۸ میلادی استفاده است.

تصاویر، عمل بارزسازی بر روی آن‌ها انجام گردید. در این بررسی از روش‌های بسط تباین به روش خطی استفاده شد. مرحله بعد برای آشکار سازی و استخراج اطلاعات مفید از تصاویر ماهواره‌ای پردازش‌های مختلف بر روی تصاویر انجام و تصاویر مصنوعی متعددی همچون DVI، TVI، PCA، NDVI، IPVI و همچنین از نسبت‌های بانندی ۳ به ۲ و ۴ به ۲ در کنار باند های اصلی به منظور انتخاب بهترین ترکیب بانندی مناسب برای RGB استفاده شد. برای انتخاب بهترین ترکیب بانندی از شاخص مطلوبیت استفاده شد (رابطه ۱). برای محاسبه فاکتور مطلوبیت (OIF) بانندی انتخاب می شود که ضریب همبستگی کم‌تر و واریانس بالاتری داشته باشد.

رابطه (۱)

$$OIF = \frac{stdi + stdj + stdk}{|corri, j| + |corri, k| + |corrj, k|}$$

بعد از انتخاب بهترین ترکیب‌های بانندی، عمل نرمال‌سازی-طیفی نیز برای یکسان کردن DN تصاویر در سال‌های مختلف استفاده شد و تصاویر برای طبقه‌بندی آماده شدند. در طبقه‌بندی نظارت شده، نمونه‌های تعلیمی اساس طبقه بندی را تشکیل داده و مهم‌ترین معیار برای شناخت ترکیبات بانندی مناسب نیز می‌باشند (۱۱). برای نمونه‌گیری از روش تصادفی طبقه‌بندی شده استفاده گردید. بدین‌صورت که ابتدا منطقه مورد مطالعه با روش طبقه بندی نظارت نشده و نقشه‌های کمکی به انواع کاربری‌های اراضی موجود گروه‌بندی شد. سپس در داخل هر گروه نمونه‌های تعلیمی متعددی گرفته‌شد. نمونه‌ها با توجه به بازدید محلی از منطقه مورد مطالعه، تصویر رنگی مرکب به خصوص ترکیب ۳، ۲، ۴ و سنجنده LISSIII، به علت اختلاف بازتاب کلاسه‌ها در این ترکیب بانندی و امکان انتخاب نمونه‌ها با دقت بیش‌تر و همچنین نقشه‌های کاربری اراضی و شکل زمین سال ۱۳۸۴ اخذ شدند. کنترل‌های زمینی به کمک سیستم موقعیت‌یابی جغرافیایی (GPS) و شناخت کامل از منطقه انجام شد. در مرحله بعد با استفاده از ویژگی‌های که تصاویر کلاس‌های کاربری اراضی در محدوده مورد مطالعه دارد و

نقشه‌های توپوگرافی منطقه مورد مطالعه، اطلاعات مربوط به محدوده طرح شامل جاده‌ها، آبراهه‌ها، مناطق مسکونی، تأسیسات و محدوده کاربری‌های اراضی به صورت رقومی تهیه شد. با توجه به هدف مطالعه که ارزیابی تغییرات از دو نوع تصویر ماهواره‌ای متفاوت بوده، در ابتدا اقدام به اعمال تصحیحات هندسی و اتمسفری شد. به منظور بررسی کیفیت هندسی و رادیومتری تصاویر پس از نمایش تک باندها و ترکیبات مختلف رنگی بر روی صفحه مانیتور در محیط نرم افزار PCI Geomatica و به کمک بزرگ‌نمایی آنها در قسمت‌های مختلف، داده‌ها به لحاظ خطاهای رادیومتری نظیر راه راه شدگی و Striping، خطاهای زیر هم قرارگرفتن دسته‌های خطوط اسکن و پیکسل‌های دوبله، مورد بررسی قرار گرفتند و هیچ کدام از موارد فوق در آن‌ها مشاهده نشد. برای تصحیح اتمسفری تصاویر از روش چاوز (کاهش عددی پیکسل‌های تیره) استفاده شد (۱۰) و ارزش پیکسل‌های تیره در تصویر کاهش داده شد تا فرایند طبقه‌بندی از صحت بالایی برخوردار باشد. سپس تصحیحات هندسی بر روی تصاویر سال ۲۰۰۸ اعمال گردید. برای انجام این کار ۳۰ نقطه کنترل زمینی با پراکنش مناسب از سطح منطقه بر روی لایه‌های وکتوری جاده‌ها و آبراهه‌ها استخراج شده از نقشه توپوگرافی انتخاب و نقاط متناظر آن‌ها بر روی تصویر تعیین شد و پس از به کارگیری روش ناپارامتری چند جمله‌ای و حذف نقاط نامناسب، تصحیح هندسی با تعداد ۲۷ نقطه کنترل زمینی صورت گرفت. به این ترتیب مدل ریاضی که برای پیدا کردن ضرایب مجهول در معادله مورد استفاده قرار می‌گیرد، خطای کم‌تری داشت. برای تبدیل مختصات تصویر از تابع درجه اول استفاده گردید و برای نمونه‌گیری مجدد ارزش پیکسل‌های تصویر تصحیح نشده از روش نزدیک‌ترین همسایه استفاده شد. سپس تصاویر سال‌های ۱۹۸۸ و ۱۹۹۸ نیز با استفاده از روش تصویر به تصویر با تصویر سال ۲۰۰۸ زمین مرجع شدند. پس از اعمال تصحیحات لازم، جهت تشخیص بهتر و نمایش واضح‌تر

مورد مطالعه انتخاب شد. نقشه مذکور با نقشه جنگل حاصل از تصاویر ۱۹۸۸ و ۱۹۹۸ برای تهیه نقشه تغییرات سطح جنگل در طول ۲۰ سال در دو دوره بین سال های ۱۹۸۸ تا ۱۹۹۸ و همچنین ۱۹۹۸ تا ۲۰۰۸ در محیط نرم افزار Arc view تقابل داده شدند. جهت تهیه نقشه تغییرات جنگل و مشخص نمودن موقعیت مکانی سطوح کاسته شده و افزوده شده از جنگل در طی دوره های مورد مطالعه از عمل ماسک بر روی نقشه تغییرات استفاده شد.

نتایج

تصحیح هندسی تصاویر ماهواره ای

تصاویر ۲۰۰۸ با خطای ریشه میانگین مربعات (RMSE)، ۰/۲۳ پیکسل، زمین مرجع شدند. سپس تصاویر سال های ۱۹۸۸ و ۱۹۹۸ نیز با استفاده از روش تصویر به تصویر با تصویر سال ۲۰۰۸ به ترتیب با خطای ریشه میانگین مربعات (RMSE)، ۰/۲۶ و ۰/۱۸ پیکسل زمین مرجع شدند. به منظور کنترل دقت هندسی تطابق تصاویر به همان شیوه که برای شناسایی خطای هندسی تشریح گردید. خطوط رقومی مربوط به جاده ها از نقشه های رقومی توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰ بر روی تصاویر تطابق یافته انداخته شد و تطبیق مسیر راه ها در روی تصویر با خطوط وکتوری مورد مقایسه قرار گرفت و دقت تطابق خوب ارزیابی گردید. در مرحله بعد برای انتخاب بهترین ترکیب باندی از شاخص مطلوبیت استفاده شد که نتایج آن در جدول ۱ آمده است.

جدول ۱- نتایج حاصل از شاخص OIF

Table 1-Results of OIF index

| شاخص OIF | بهترین ترکیب باندی | سال |
|----------|------------------------|------|
| ۷۴۰۰/۲۴ | Bound 2- NDVI- DVI | ۱۹۸۸ |
| ۴۵۸۷/۶۲ | Bound 5- DVI- Ratio3/2 | ۱۹۹۸ |
| ۱۸۵۷/۷ | Bound 4- NDVI- DVI | ۲۰۰۸ |

تفکیک پذیری کلاس ها از طریق شاخص -Jefferies-Matusita و Transformed Divergence دو شاخص آماری می باشند و همچنین از نمودار توزیع ارزش های طیفی و ایجاد همبستگی میان باندهای مختلف مورد بررسی قرار گرفته است. مقدار این شاخص ها بین ۰ تا ۲ متغیر بوده که عدد ۲ بیانگر تفکیک پذیری بالا و عدد ۰ نشان دهنده تفکیک پذیری ضعیف بین نمونه های تعلیمی می باشد. نمونه های تعلیمی آن قدر جا به جا و اصلاح شدند تا بالاترین تفکیک پذیری بین کلاس ها در داده های مورد نظر حاصل شود (۱۲). پس از مشخص شدن میزان تفکیک پذیری کلاس ها نسبت به طبقه بندی، تصویر به صورت نظارت شده و با روش های حداکثر شدت احتمال، حداقل فاصله از میانگین و فاصله ماهالانوبیس اقدام شد.

در نهایت طبقه بندی تصاویر ماهواره ای، در چهار کلاس تحت عنوان کلاس کاربری اراضی جنگل، اراضی باتلاقی غیرجنگل، اراضی جزرو مدی و اراضی آبگیر مشخص و نمونه های آموزشی از سطح منطقه جمع آوری شد. سپس برای تعیین صحت نقشه های حاصل از طبقه بندی داده های ماهواره ای، با استفاده از روش نمونه برداری تصادفی، با در نظر گرفتن موقعیت مکانی محل قطعات نمونه در روی زمین، نوع پوشش سطح زمین از نظر جنگل یا غیرجنگل بودن در محل قطعات نمونه با در نظر گرفتن معیارها و تعاریف جنگل تعیین شد. در مجموع ۶۷۹ نقطه از منطقه مورد مطالعه برداشت و از آن ها یک نقشه با ساختار رستری تهیه شد. در این مرحله تمامی نقشه های حاصل از طبقه بندی تصاویر ماهواره ای با نقشه واقعیت زمینی نمونه ای مقایسه شدند و پس از تشکیل ماتریس خطا، ارزیابی صحت نتایج طبقه بندی براساس معیارهای صحت کلی، ضریب کاپا، صحت تولیدکننده و صحت کاربر صورت گرفت. نتایج حاصل از ارزیابی صحت مشخص می کند که نتایج چه ترکیب و کدام یک از انواع طبقه بندی دارای بهترین دقت بوده و آن نقشه برای برآورد تغییرات جنگل مورد استفاده قرار می گیرد. پس از طبقه بندی تصاویر و ارزیابی صحت نتایج، دقیق ترین نقشه های جنگل سال ۲۰۰۸ در منطقه

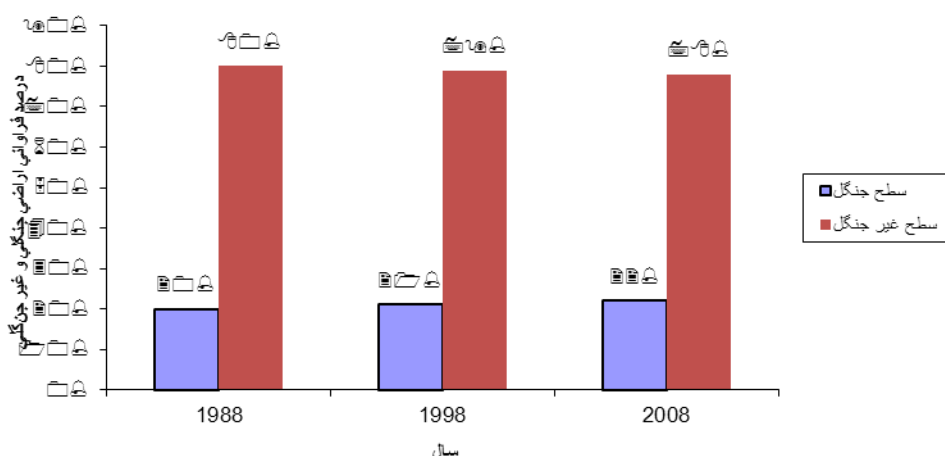
پس از انتخاب نمونه های تعلیمی برای استفاده در طبقه بندی تصاویر به چهار کلاس جنگل، اراضی باتلاقی غیر جنگل، اراضی جزرو مدی و اراضی آبگیر، براساس اطلاعات آماری نمونه های تعلیمی و با استفاده از شاخص های تفکیک پذیری *Transformed Divergence* و *Jefferies-Matusit* مورد ارزیابی قرار گرفتند. در این تحقیق میزان این دو شاخص برای کلاسه جنگل با سه کلاسه دیگر بالای ۱/۹۰ می باشد که این امر نشان دهنده انتخاب نمونه های تعلیمی با دقت بالا می باشد. پس از مشخص شدن میزان تفکیک پذیری کلاس ها و انتخاب بهترین ترکیبات باندی نسبت به طبقه بندی، تصویر به صورت نظارت شده و با روش های حداکثر شدت احتمال، حداقل فاصله از میانگین و فاصله ماهالانوبیس

اقدام شد. جهت طبقه بندی تصاویر ماهواره ای، کلاس های کاربری اراضی در چهار کلاس تحت عنوان کلاس کاربری اراضی جنگل، اراضی باتلاقی غیر جنگل، اراضی جزر و مدی و اراضی آبگیر مشخص و نمونه های آموزشی از سطح منطقه جمع آوری شد. مساحت کلاس های کاربری های مختلف اراضی در منطقه مورد مطالعه در جدول ۲ آمده است. همان طور که در این جدول نشان داده شده است مساحت جنگل در سال ۱۹۸۸، ۵۱۶۰/۵۱۵۳ هکتار بوده است که در سال ۱۹۹۸ مساحت جنگل ها در منطقه مورد مطالعه به ۵۳۰۸/۳۲۰۷ هکتار رسیده است، اما در سال ۲۰۰۸ مساحت جنگل ها به ۵۵۱۲/۶۹۷۴ افزایش پیدا کرده است (شکل ۲).

جدول ۲- مساحت کلاس های کاربری اراضی در سال های ۱۹۸۸، ۱۹۹۸ و ۲۰۰۸ در محدوده جنگل های مانگرو جزیره قشم

Table 2- Area of land use classes in 1988, 1998 and 2008 in the range of mangrove Forest Island

| کلاس های کاربری اراضی | مساحت کلاس های کاربری اراضی به هکتار در سال ۱۹۸۸ | مساحت کلاس های کاربری اراضی به هکتار در سال ۱۹۹۸ | مساحت کلاس های کاربری اراضی به هکتار در سال ۲۰۰۸ |
|-----------------------------|--|--|--|
| اراضی جنگلی | ۵۱۶۰/۵۲ | ۵۳۰۸/۳۲ | ۵۵۱۲/۶۹ |
| اراضی باتلاقی غیر جنگل | ۸۶۶۸/۳۴ | ۸۳۴۱/۸۲ | ۷۹۸۷/۰۲ |
| اراضی جزر و مدی | ۶۳۴۸/۵۵ | ۶۳۳۱/۱۳ | ۶۳۲۶/۵۸ |
| اراضی آبگیر | ۵۴۱۲/۷۶ | ۵۶۰۹/۰۶ | ۵۷۶۴/۷۴ |
| مساحت کل کاربری ها به هکتار | ۲۵۵۹۰/۱۷ | ۲۵۵۹۰/۲۳ | ۲۵۵۹۱/۰۲ |



شکل ۲- نمودار درصد اراضی جنگلی و غیر جنگلی در سال های ۱۹۸۸، ۱۹۹۸ و ۲۰۰۸

Figure 2- Diagram of forest and non-forest lands in 1988, 1998 and 2008

هنگامی که توافق حقیقی (مشاهده شده) به یک نزدیک شود و توافق شانسی به صفر نزدیک گردد، مقدار K به یک نزدیک می شود و این یک حالت ایده آل است در واقع ضریب کاپا معمولاً بین ۰ و ۱ است. مقدار صفر برای کاپا به این معنی است که طبقه بندی بدون هیچ ضابطه ای و کاملاً تصادفی انجام شده است. در این حالت نتایج طبقه بندی توانایی تفسیر را ندارند و نایستی تفسیر شوند. مقادیر بالای صفر تا یک سطحی از دقت را نشان می دهند. مقادیر یک به معنی یک طبقه بندی کاملاً صحیح بر اساس نمونه های گرفته شده می باشد. نتایج نشان داد که طبقه بندی حداکثر شدت احتمال در سال های مورد بررسی بالاترین صحت کلی و ضریب کاپا را در مقایسه با روش های حداقل فاصله تا میانگین و فاصله مایلانوبیس را دارد. صحت کلی در طبقه بندی حداکثر شدت احتمال به ترتیب در سال های ۱۹۸۸، ۱۹۹۸ و ۲۰۰۸ برابر با ۹۷/۳۴، ۹۷/۷۷ و ۹۷/۲۷ می باشد. همچنین ضریب کاپا در طبقه بندی حداکثر شدت احتمال به ترتیب در سال های ۱۹۸۸، ۱۹۹۸ و ۲۰۰۸ برابر با ۰/۹۶ می باشد.

نقشه های کاربری اراضی سال های ۱۹۸۸، ۱۹۹۸ و ۲۰۰۸ با روش حداکثر احتمال در شکل ۳ آمده است. نقشه های طبقه بندی شده با نتایج حاصل از طبقه بندی تصویر رنگی کاذب مقایسه و خطای تولید کننده و کاربر و خطای آمیشن و کمیشن (جدول ۳) و مقدار ضریب کاپا و صحت کلی (جدول ۴) به دست آمد. ضریب کاپا و صحت کلی، معیارهایی برای محاسبه صحت طبقه بندی هستند. ضریب کاپا دقت طبقه بندی را نسبت به یک طبقه بندی کاملاً تصادفی محاسبه می کند. به این معنی که مقدار کاپا دقت طبقه بندی را نسبت به حالتی که یک تصویر کاملاً بصورت تصادفی طبقه بندی شود، به دست می آورد. به این صورت که این ضریب یک شاخص اختلاف بین توافق واقعی داده های مرجع و یک طبقه بندی کننده خودکار و توافق شانسی بین داده های مرجع و طبقه بندی کننده تصادفی می باشد. در واقع ضریب کاپا به شکل زیر تعریف می شود.

$$K = \frac{(\text{شانسی توافق}) - (\text{دقت مشاهده شده})}{1 - (\text{شانسی توافق})} \quad \text{رابطه (۲)}$$

جدول ۳- خطای commission، خطای omission، دقت تولید کننده و دقت کاربر

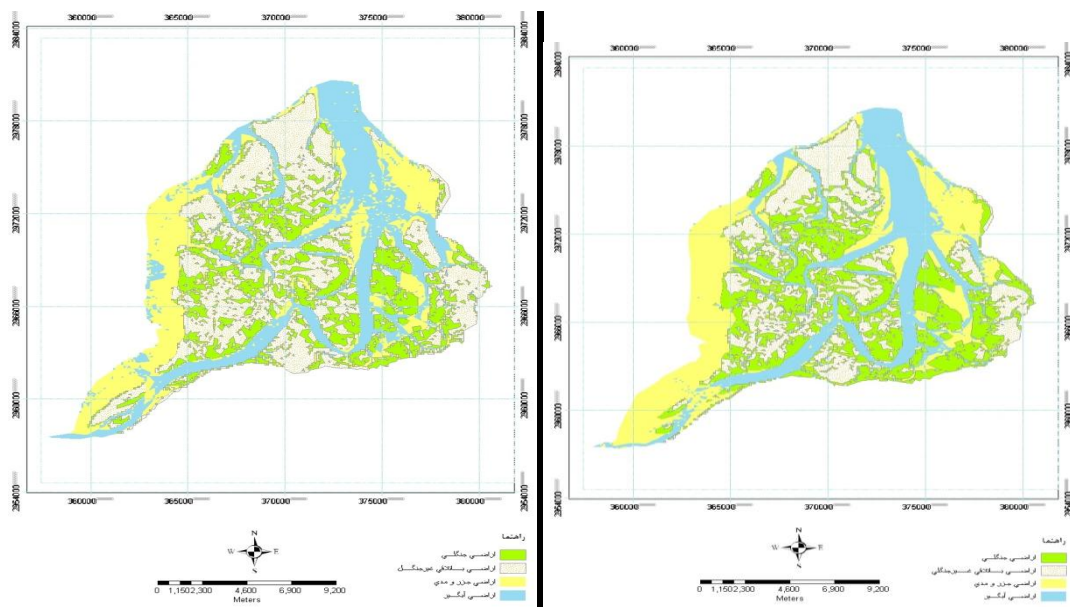
Table 3- Commission errors, omission error, producer precision and user accuracy

| دقت کاربر | دقت تولید کننده | خطای omission | خطای commission | کلاس | طبقه بندی | تاریخ |
|-----------|-----------------|---------------|-----------------|------------------------|-------------------|-------|
| ۱۰۰ | ۹۹/۲۲ | ۰/۷۸ | ۰ | اراضی جنگلی | حداکثر شدت احتمال | ۱۹۸۸ |
| ۹۵/۵۲ | ۹۵/۰۵ | ۴/۹۶ | ۴/۴۸ | اراضی باتلاقی غیر جنگل | | |
| ۹۹/۳ | ۹۶/۹۳ | ۳/۰۷ | ۰/۷ | اراضی جزر و مد | | |
| ۹۷/۱۷ | ۱۰۰ | ۰ | ۲۰/۸۳ | اراضی آبگیر | | |
| ۹۹/۷۱ | ۹۸/۵۸ | ۱/۴۲ | ۰/۲۹ | اراضی جنگلی | حداکثر شدت احتمال | ۱۹۹۸ |
| ۹۶/۵ | ۹۶/۵ | ۳/۵ | ۳/۵ | اراضی باتلاقی غیر جنگل | | |
| ۹۸/۲۱ | ۹۷/۷۱ | ۲/۲۹ | ۱/۷۹ | اراضی جزر و مد | | |
| ۸۹/۰۹ | ۱۰۰ | ۰ | ۱۰/۹۱ | اراضی آبگیر | | |
| ۹۵/۸۱ | ۹۴/۷۶ | ۵/۲۴ | ۴/۱۹ | اراضی جنگلی | حداکثر شدت احتمال | ۲۰۰۸ |
| ۱۰۰ | ۸۱/۶۲ | ۱۸/۳۸ | ۰ | اراضی باتلاقی غیر جنگل | | |
| ۱۰۰ | ۱۰۰ | ۰ | ۰ | اراضی جزر و مد | | |
| ۹۴/۵۷ | ۱۰۰ | ۰ | ۵/۴۳ | اراضی آبگیر | | |

جدول ۴- درصد صحت کلی و ضریب کاپا حاصل از طبقه بندی

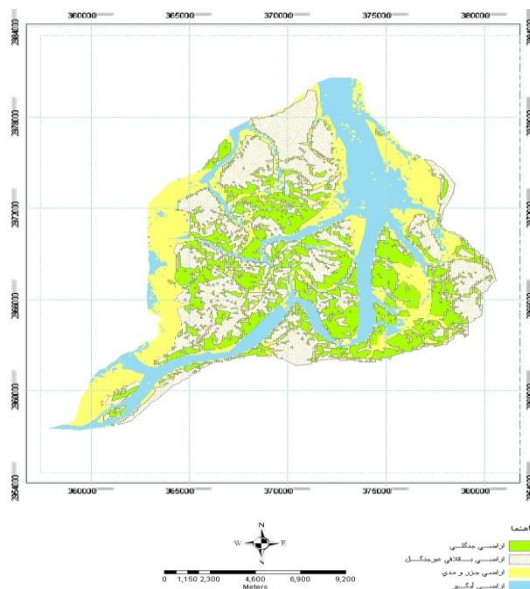
Table 4- percent of overall accuracy and kappa coefficient of classification

| ضریب کاپا | صحت کلی بر حسب درصد | تاریخ | نوع طبقه بندی |
|-----------|---------------------|-------|---------------|
| ۰/۹۶ | ۹۷/۳۴ | ۱۹۸۸ | حداکثر احتمال |
| ۰/۹۶ | ۹۷/۷۷ | ۱۹۹۸ | |
| ۰/۹۶ | ۹۷/۲۷ | ۲۰۰۸ | |



۱۹۸۸

۱۹۹۸



۲۰۰۸

شکل ۳- نقشه کاربری اراضی سال‌های ۱۹۸۸، ۱۹۹۸ و ۲۰۰۸ در چهار کلاسه اراضی جنگلی، اراضی باتلاقی غیر جنگل، اراضی جزرو مدی و اراضی آبگیر

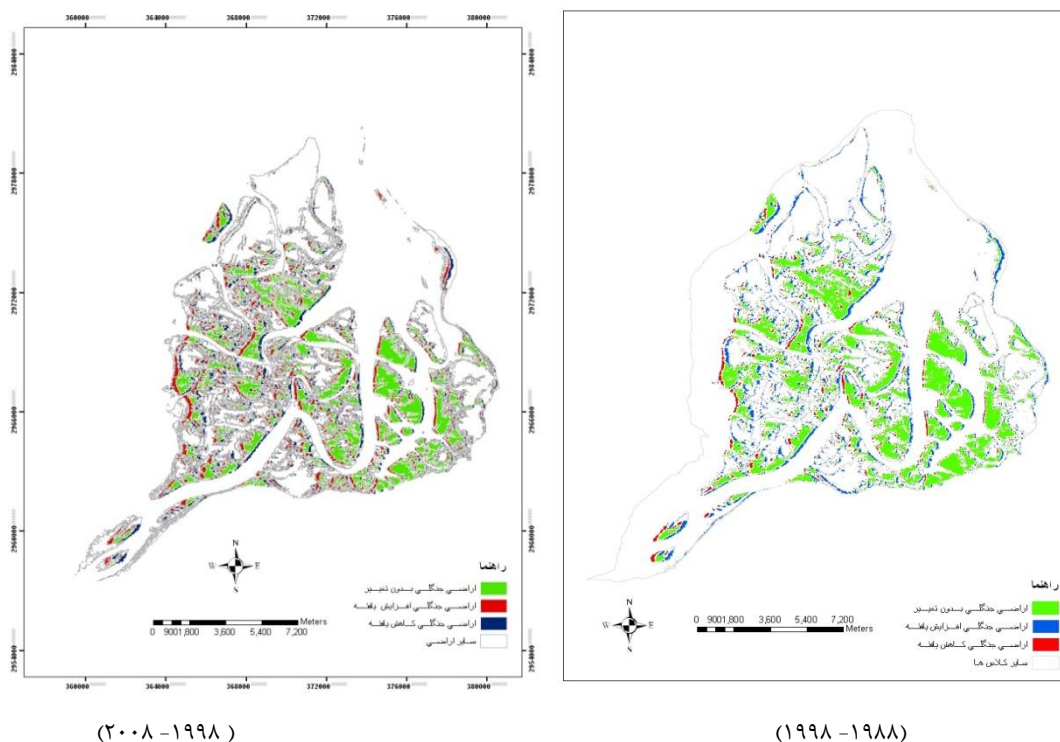
Figure 3- Land use map from 1988, 1998 and 2008 in the four classes of forest, non-forest wetlands, tidal land and water catchment areas

تعیین میزان و موقعیت تغییرات

۱۹۸۸، ۱۹۹۸ و ۲۰۰۸ با یکدیگر مقایسه شدند. با توجه به این که نتایج حاصل از طبقه‌بندی حداکثر احتمال دارای بیش‌ترین صحت کلی و ضریب کاپا بود، از این طبقه‌بندی برای تعیین

پس از انجام مراحل طبقه‌بندی و اتصال تصاویر، با استفاده از روش مقایسه پس از طبقه‌بندی (Comparison post-classification)، تصاویر حاصل از طبقه‌بندی بین سال‌های

تغییرات استفاده شد. تعیین تغییرات در دو دوره بین سال های (۱۹۸۸-۱۹۹۸) و همچنین (۱۹۹۸-۲۰۰۸) صورت پذیرفت (شکل ۴).



شکل ۴- نقشه تغییرات حاصل از روش مقایسه پس از طبقه بندی در دو دوره زمانی (۱۹۸۸-۱۹۹۸) و (۲۰۰۸-۱۹۹۸)
Figure 4- Comparison Map of Change detection after classification over two time periods (1998-1988) and (2008-1998)

بحث و نتیجه گیری

در این مطالعه وسعت جنگل های مانگرو در حوزه قشم و در رویشگاه های جزایر رسوبی حد واسط خورخوران و ترعه خوران و سواحل شمال غربی جزیره قشم در سال های ۱۹۹۸، ۱۹۸۸ و ۲۰۰۸ میلادی به ترتیب ۵۱۶۰/۶، ۵۳۰۸/۳ و ۵۵۱۲/۷ هکتار به دست آمد. لازم به ذکر است آنچه در بحث مساحت مورد اشاره قرار گرفت، مربوط به رویش های خالص مانگرو می شود و فضاهای باز بین توده ها و آبراهه ها را شامل نمی شود. در واقع عدد یادشده بیش از آن که مساحت اکوسیستم جنگلی باشد معرف توده جنگلی است. چنانچه فضاهای بین توده ها نیز در محاسبه وارد شود، وسعت جنگل های مانگرو در جزیره قشم بیش تر از محاسبات ما به دست خواهد آمد. مجموع وسعت جنگل از ۵۱۶۰/۶ هکتار در سال

۱۹۸۸ به ۵۳۰۸/۳ هکتار در سال ۱۹۹۸ افزایش یافته و همچنین از این مقدار به ۵۵۱۲/۷ هکتار در سال ۲۰۰۸ افزایش یافته است. در واقع در طول مدت ۱۰ سال بین سال های ۱۹۸۸ تا ۱۹۹۸ در دوره اول، توده جنگلی با افزایش ۱۴۷/۷ هکتار، معادل ۲/۸ درصد توسعه داشته است. همچنین در دوره دوم بین سال های ۱۹۹۸ تا ۲۰۰۸ توده جنگلی با افزایش ۲۰۴/۴ هکتار، معادل ۳/۸ درصد توسعه داشته است. با توجه به این که این توسعه را می توان رشد متوسط جنگل به ترتیب با نرخ سالانه ۰/۲۸ درصد معادل ۱۴/۷۷ هکتار در سال در دوره اول و ۰/۳۸ درصد معادل ۲۰/۴۴ هکتار در سال در طول دوره دوم برشمرد، اما بدیهی است این نرخ رشد معادل پتانسیل رشد واقعی رویشگاه نیست. تنها نتیجه روشنی که از این مقایسه

حاصل می‌شود آن است که در طول مدت یاد شده مجموع شرایطی که توسعه را سبب شده است بر تمام شرایطی که موجب کاهش بوده است چیرگی داشته، لذا بیلان رشد در این منطقه در طول دوره زمانی مورد بررسی مثبت بوده است. صحت کلی طبقه بندی‌ها نشان می‌دهد که داده‌های لندست TM (۱۹۸۸ و ۱۹۹۸) و داده‌های LISS-III (۲۰۰۸) برای نقشه‌سازی مانگروها در این منطقه مناسب به نظر می‌رسند. همچنین صحت بالای کاربر نشان دهنده قابل تفکیک بودن اراضی جنگلی مانگرو و سایر کلاس‌های کاربری اراضی می‌باشد. نقشه تغییرات در دو دوره مورد نظر کاهش سطح و افزایش سطح را در مناطقی به ما نشان می‌دهد، به عنوان مثال در نقاطی که قبلاً جنگل موجود نبود، درختان حرا با زادآوری خود در طی مدت این دو دوره بین سال‌های ۱۹۸۸، ۱۹۹۸ و ۲۰۰۸ بر سطح جنگل افزوده اند که نمونه آن در منطقه خور دهشک، خور چیرو، خور هفت بون، خور موریز دراز، افزایش سطح نسبت به سال ۱۹۸۸ دیده می‌شود. اما کاهش سطح مانگرو نیز در برخی مناطق قابل مشاهده است که نمونه بارز آن در اطراف حاشیه ساحلی بندر طبل و محدوده گورزین است، در واقع نقاطی که دسترسی به آن‌ها آسان تر است، تخریب جنگل‌های مانگرو بیش تر در آن‌جا مشاهده می‌شود. به طور کلی افزایش سطح بیش تر در مناطق مرکزی که دور از دسترس اهالی ساحل‌نشین باشد و دستیابی به آن‌ها به آسانی امکان پذیر نباشد، اتفاق افتاده و برعکس اطراف مناطق ساحلی بویژه حاشیه ساحلی منطقه طبل قطع سر شاخه‌های حرا جهت تعلیف دام سبب کاهش سطح و تخریب اراضی جنگلی مانگرو در این منطقه شده است.

مهدوی (۱۳۸۰) این افزایش سطح جنگل‌های مانگرو در مطالعه‌ای مشابه‌ای که در دهه ۱۹۹۰ در این جنگل‌ها صورت گرفته است، نیز نشان داده شده است (۱۳). "Tappan" و همکاران" در سال ۲۰۰۴ در مطالعه‌ای به بررسی تغییرات در بین سال‌های ۱۹۸۴ تا ۲۰۰۰ در جنگل‌های مانگرو سنگال پرداختند که به طور متوسط افزایش ۲۰٪ را در طی ۱۶ سال و ۱/۲۵٪ سالانه را نشان دادند (۱۴). "Giri" و همکاران" در

سال ۲۰۰۶ در مطالعه‌ای در بنگلادش و هند نشان داد که در بین سال‌های ۱۹۷۳ تا ۱۹۹۰ افزایش سطح جنگل‌های مانگرو را با نرخ ۱/۴٪ و بین سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۰۰ کاهش سطح جنگل‌های مانگرو را با نرخ ۲/۵٪ در جنگل‌های مانگرو وجود داشته است (۱۵). مانگروها اکوسیستمی پیچیده از لحاظ اکولوژیکی هستند که تحت تاثیر یکسری اثرات متقابل نیروهای ژئوفیزیکی همچون شرایط جزرومد، رواناب سطحی و خروج آب‌های زیر زمینی، امواج آب، اجزای رسوبی و شوری آب قرار دارند که این عوامل جز عوامل تأثیر گذار در توسعه مانگرو ها می‌باشند. اگرچه این دوره یک زمان کوتاه برای مشاهده آنالیز آماری این پدیده می‌باشد اما مطالعات صورت گرفته در این سال‌ها نشان دهنده زادآوری طبیعی بالا پوشش‌های مانگرو بوده که می‌توان افزایش جنگل‌های مانگرو در این دوره را به این موضوع نسبت داد. الگوی تغییرات در جنگل‌های مانگرو حالت قطعه قطعه شدن و پراکندگی در قسمت‌های مختلفی که اراضی مانگرو وجود دارد را نشان می‌دهد. همان طور که در نقشه تغییرات ملاحظه می‌شود الگوی فضایی تغییرات مثبت و منفی در توزیع جنگل‌های مانگرو در بخش‌های کوچک و به صورت پراکنده‌ای قابل مشاهده است که علت این امر به طور عمده مربوط به اراضی جزرومدی بین است که در حاشیه خورها و اراضی آبیگر قرار دارند. در نهایت انجام مطالعات تکمیلی بر روی این مناطق می‌تواند به تشخیص دلایل افزایش و کاهش سطح در محدوده‌های بررسی شده کمک نموده و در تدوین راهبردهای مدیریت منطقه مفید واقع شود. در یک نتیجه‌گیری کلی می‌توان گفت با توجه به این که روند تغییرات در طی ۲۰ سال گذشته، توسعه را در جنگل‌های مانگرو نشان داده است، باید به صورت خیلی جزئی تر به دنبال عوامل توسعه مانگروها پرداخت تا با تحلیل چند عامله این متغیرها، حساس-ترین عوامل را پیدا کرده و در تدوین راهبردهای مدیریت کلان این مناطق مورد استفاده قرار داد.

منابع

9. Ming Lee, t., ChungYeh, h., 2009. Applying remote sensing techniques to monitor shifting wetland vegetation: A case study of Danshui River estuary mangrove communities, Taiwan. *Ecological Engineering*, Vol.35, pp.487-496.
10. Chavez, P., Kwarteng, A., 1989. Extracting spectral contrast in landsat thematic mapper image using selective principle component analysis. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol.55, pp. 339-348.
11. Schowengerdt, R. A., 1983. *Techniques for Image Processing and Classification in Remote Sensing*. New York Academic Press, 199 p.
۱۲. شتابی جویباری، شعبان، "تهیه نقشه جنگل به کمک تصاویر ماهواره‌ای به روش رقومی". پایان نامه کارشناسی ارشد جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، ۱۳۷۵؛ ۱۰۸ص.
۱۳. مهدوی، علی، "بررسی روند تغییرات کمی و کیفی جنگل‌های مانگرو منطقه قشم با استفاده از عکس-های هوایی سال‌های ۱۳۴۶ و ۱۳۷۳". پایان نامه کارشناسی ارشد جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، ۱۳۸۰؛ ۷۸ص.
14. Tappan, G.G., Sall, M., Wood, E.C., Cushing, M., 2004. Ecoregions and land cover trends in Senegal. *Journal of Arid Environments*, Vol. 59, pp. 427-462.
15. Giri, C., Pengra, B., Zhu, Z., Singh, A., Tieszen, L., 2007. Monitoring mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.73, pp. 91-100.
1. Saleh, m., 2007. Assessment of mangrove vegetation on Abu Minqar Island of the red sea. *Arid Envirmental*, Vol. 68, pp. 331-336.
2. Iftekhar, m., Takama, t., 2008. Perceptions of biodiversity, environmental servis, and conservation of planted mangrovs: a case study on Nijhum Deip Island, Bangladesh. *journal Wetlands Ecology Mangement*, Vol. 16, pp. 119-137.
۳. دانه کار، افشین، جنگل‌های مانگرو جهان، فصلنامه محیط زیست، ۱۳۷۴، شماره ۲۶، صص ۲ - ۱۶.
۴. صفیاری، شهلا، "جنگل‌های مانگرو، جنگل‌های مانگرو در ایران"، چاپ اول، تهران: انتشارات موسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور؛ ۱۳۸۱. جلد دوم، فصل اول.
۵. - دهقانی، مریم، "پتانسیل‌یابی جنگل‌های مانگرو جزیره قشم با استفاده از GIS". پایان نامه کارشناسی ارشد جنگلداری، دانشگاه کردستان، ۱۳۸۷؛ ۵۷ص.
۶. صادقی، ایوب، "بررسی تغییرات سطح و تراکم جنگل‌های مانگرو در حوزه دریای عمان با استفاده از عکس‌های هوایی (منطقه جاسک و سیریک)". پایان-نامه کارشناسی ارشد جنگلداری، دانشگاه علوم و تحقیقات تهران، ۱۳۸۴؛ ۸۷ص.
7. Singh, A., 1989. Digital Change Detection Techniques using Remotely Sensed Data. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 10, pp. 989-1003.
8. Minh Thu, p., Populus, j., 2007. Status and changes of mangrove forest in Mekong Delta: Case study in Tra Vine, Vietnam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 71, pp. 98-109.