



تحلیل تغییرات محدوده‌ی جنگل‌های مانگرو شمال و شرق تنگه‌ی هرمز متأثر از مورفولوژی ساحلی و هیدرودینامیک خلیج فارس

فاطمه پرهیزکار^۱، معصومه رجبی^{۲*}، مجتبی یمانی^۳، داود مختاری^۴

۱- دانشجوی دکتری ژئومورفولوژی، دانشکده‌ی برنامه‌ریزی و علوم محیطی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران

۲- استاد، دانشکده‌ی برنامه‌ریزی و علوم محیطی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران

۳- استاد، دانشکده‌ی جغرافیا، دانشگاه تهران، تهران، ایران

۴- استاد، دانشکده‌ی برنامه‌ریزی و علوم محیطی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران

تأیید نهایی مقاله: ۱۳۹۹/۱۲/۱۲

وصول مقاله: ۱۳۹۹/۰۶/۱۵

چکیده

جنگل‌های مانگرو برای هزاران سال نقش قابل ملاحظه‌ای را در اقتصاد و معیشت پایدار جوامع انسانی بر عهده داشته‌اند. لذا شناسایی و سنجش تغییرات مرزهای مانگروها در طول زمان، می‌تواند نقش مهمی را در برنامه‌ریزی و انجام اقدامات حفاظتی مؤثر و کاهش آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به مخاطرات طبیعی و انسانی داشته باشد. هدف این پژوهش بررسی تغییرات جنگل‌های مانگرو و ارتباط این تغییرات با هیدرودینامیک دریا و مورفولوژی ساحلی در بخش‌هایی از شمال و شرق تنگه‌ی هرمز طی بازه‌ی زمانی ۴۷ سال می‌باشد. با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و انجام پیش‌پردازش‌ها و طبقه‌بندی آن‌ها به روش‌های SVM، MLC و ANN و ارزیابی دقت نقشه‌ها روش SVM با کسب بالاترین درصد دقت، برای تهیه‌ی نقشه‌ی طبقه‌بندی تمام تصاویر انتخاب شد. نتایج نشان می‌دهد که در قسمت شمالی تنگه‌ی هرمز در تمامی سال‌ها مساحت جنگل‌های حرا افزایش پیدا کرده‌اند اما در قسمت شرقی منطقه‌ی مورد مطالعه همواره با روند کاهشی و افزایشی مواجه می‌باشد و به طور کلی توسعه‌ی قابل توجهی در طی این ۴۷ سال در مانگروهای این قسمت مشاهده نمی‌شود. هر چند که با توجه به بررسی ویژگی‌های ژئومورفیک منطقه مانند شیب، توپوگرافی و وجود خورها و سبخاها و رسوبات وارده از رودخانه‌های حسن‌لنگی، گز و حیوی و همچنین متوسط جزر و مد منطقه و گسترده‌ای که در بر می‌گیرد، مناطق مورد مطالعه پتانسیل بیشتری برای توسعه‌ی جنگل‌های مانگرو دارد. نتایج حاصل از این تحقیق می‌تواند با فراهم آوردن اطلاعات دقیق در خصوص پیشروی و یا پسروی مانگروها در بخش‌های ساحلی مختلف، کمک چشمگیری به اجرای اقدامات حفاظتی و احیاء مانگروهای ایران کند.

کلمات کلیدی: ژئومورفولوژی ساحلی، هیدرو دینامیک دریا، جنگل مانگرو، تنگه‌ی هرمز، استان هرمزگان

۱- مقدمه

مانگروها درختان یا درختچه‌هایی هستند که در کرانه‌های کم شیب و دانه‌ریز نواحی جزر و مدی گرمسیری و همچنین حاشیه مصب‌ها دیده می‌شوند و با زندگی در آب‌های شور و لب‌شور با تناوب غرقابی سازگار شده‌اند (دوک^۱، ۱۹۹۲: ۲۰۰). مانگروها، بوم‌سازان جزر و مدی هستند که در خورها، اراضی لجنی و باتلاقی ساحل مستقرند. آماربرداری زمینی این بوم‌سازگان با مسائل و مشکلات متعددی روبه‌رو است؛ در نتیجه مطالعات زیادی با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای لندست و اسپات به منظور تهیه نقشه‌ی بررسی ساختار توده‌های مانگرو در مناطق مختلف دنیا انجام شده است (گنگ و آگوستیوا^۲، ۱۹۹۲: ۲۴؛ جنسن^۳ و همکاران، ۱۹۹۱: ۱۶؛ رحمان^۴ و همکاران، ۲۰۰۵: ۱۵۱۳). وسعت جهانی مانگروها بین ۱۶ تا ۱۸ میلیون هکتار تخمین زده می‌شود (والیلا^۵ و همکاران، ۲۰۰۱: ۸۱۰). که در نواحی مختلفی از جنوب و شرق آسیا، استرالیا، آمریکا، غرب آفریقا و خاورمیانه دیده می‌شوند (بلاسکو^۶ و همکاران، ۲۰۰۱: ۲۵۱). جنگل‌های مانگرو ایران در سواحل جنوب کشور در کناره خلیج فارس و دریای عمان در مناطق متعددی حد فاصل مدارهای ۲۵ درجه و ۱۱ دقیقه تا ۲۷ درجه و ۵۲ دقیقه در کرانه استان‌های سیستان و بلوچستان، هرمزگان و بوشهر از خلیج گواتر تا بردخون گسترش یافته‌اند (دانه کار، ۱۳۷۷: ۳۲؛ صفا، ۱۸۰: ۱۳۵). در میان زیر سیستم‌های طبیعی واقع در سواحل جهان، مانگروها با دارا بودن ارزش‌های استفاده‌ای مستقیم و غیر مستقیم در سطوح مختلف اکوسیستمی و اجزاء، فراهم کننده طیف متنوعی از کالاها و خدمات مورد نیاز جوامع ساحلی مانند تولید محصولات چوبی و دریایی، جلوگیری از صدمات ناشی از طوفان، کنترل سیلاب و حفاظت از خطوط ساحلی و کنترل فرسایش ساحلی، جذب مواد زائد، تفرج و حمل و نقل هستند (یونپ^۷، ۲۰۰۶: ۳۳؛ تامين^۸ و همکاران، ۲۰۱۱: ۳۳۶). لذا برای هزاران سال نقش قابل ملاحظه‌ای را در اقتصاد و معیشت پایدار جوامع انسانی بر عهده داشته‌اند (کاپلوتز^۹، ۲۰۰۱: ۵۶). با وجود اهمیت بالای این خدمات اکوسیستمی در تأمین نیازهای انسانی، تخریب و از بین رفتن این رویشگاه‌های منحصربه‌فرد ساحلی در طول سه دهه‌ی گذشته در سراسر دنیا شدت یافته است، چنان که تاکنون بیش از ۵۰ درصد از جنگل‌های مانگروی جهان دچار تخریب و افت کیفیت شده‌اند و این روند همچنان ادامه دارد (الونگی^{۱۰}، ۲۰۰۲: ۳۳۷). نتیجه‌ی مستقیم تخریب و از بین رفتن مانگروها، از بین رفتن طیف گسترده‌ای از کالاها و خدمات ارائه شده توسط این اکوسیستم‌ها و ناپایداری جوامع انسانی وابسته به آن‌ها بوده است (والتر^{۱۱} و همکاران، ۲۰۰۸: ۲۲۸؛ کریستنسن^{۱۲} و همکاران، ۲۰۰۸: ۲۱۴). همچنین در سراسر جهان به تغییرات کاربری

1- Duke
2- Gang & Agatsiva
3- Jensen
4- Rahman
5- Valiela
6- Blasco

7- UNEP-WCMC
8- Tamin
9- Kaplowitz
10- Alongi
11- Walters
12- Kristensen

اراضی، خصوصاً جنگل‌ها و مراتع می‌توان اشاره کرد (میرزاپور، ۱۳۹۸: ۲). این امر اهمیت ارائه راهکارهای مدیریتی و برنامه‌ریزی مؤثر را برای حفاظت و یا احیاء اکوسیستم‌های مانگرو نشان می‌دهد که به یکی از مهم‌ترین اهداف تصمیم‌سازان و مدیران منابع طبیعی تبدیل شده است. 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 مزبور در رأس 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 (دهقانی، ۱۳۸۷: ۵۷). یکی از راه‌های دستیابی به هدف فوق، بررسی تغییرات مرز مانگروها در طی زمان است که می‌تواند به عنوان یکی از بهترین شاخص‌ها در بررسی پاسخگویی مانگروها نسبت به تغییرات مورفولوژیک و دینامیک رسوبی سواحل و نیز بررسی میزان آسیب‌پذیری این اکوسیستم‌ها نسبت به وقوع تنش‌های اقلیمی استفاده شود (گیلمن^۱ و همکاران، ۲۰۰۷: ۱۲۰؛ مکولور^۲ و همکاران، ۱۹۹۷: ۱۳۰) وقوع این تنش‌ها و آشفستگی‌های طبیعی و انسانی سبب ایجاد تغییرات نامطلوب در رشد و توسعه مانگروها و نیز بر هم خوردن دینامیک رسوبی سواحل ایران شده که می‌توان سبب افزایش آسیب‌پذیری جنگل‌های مانگرو نسبت به سایر مخاطرات اقلیمی و هیدرولوژیکی شود (دانه‌کار^۳، ۲۰۰۱: ۳۴؛ مهرابیان^۴، ۲۰۰۸: ۲۵۵). این امر اهمیت بررسی نرخ پیشروی و پسروی و یا وضعیت فرسایش و رسوب‌گذاری بیشتر مانگروها را برای کمک به برنامه‌ریزی و اجرای اقدامات حفاظتی و احیاء مانگروهای ایران نشان می‌دهد. همچنین ژئومورفولوگ‌ها برای درک ماهیت و سرعت تغییرات به تشریح گذشته و حال پرداخته و آینده فرآیندها را پیش‌بینی می‌کنند (اصغری سراسکانرود، ۱۳۹۴: ۲). تحقیقات انجام گرفته در ایران مانند صفا ایسنی در جنگل‌های مانگرو حوزه کولقان، تیاب و کلاهی، حجاریان در قشم و بندر خمیر و صادقی در جنگل‌های مانگرو جاسک و سیریک، افزایش وسعت جنگل‌های مانگرو را در دوره‌های گذشته نشان داده‌اند. لذا هدف این مطالعه بررسی تغییرات گستره جنگل‌های مانگرو شمال و شرق تنگه هرمز با اتکا به عوامل تأثیر گذار بر آن‌ها مانند عوامل هیدرودینامیک دریا و مورفولوژی ساحلی می‌باشد.

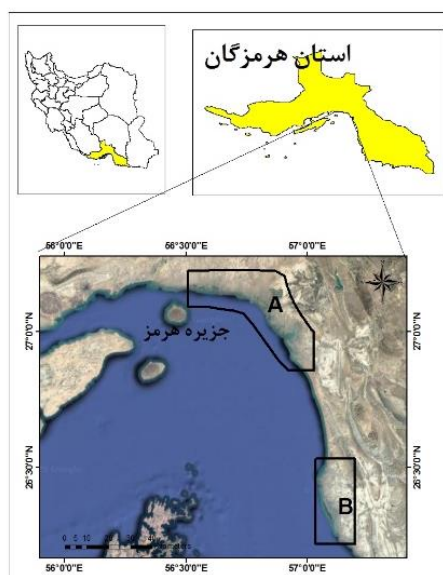
۱-۱- محدوده‌ی مورد مطالعه

جنگل‌های مانگرو مورد مطالعه در دو زون مورد بررسی قرار گرفته‌اند. زون محدوده‌ی A که شامل جنگل‌های مانگرو در منطقه حفاظت شده تیاب و میناب در مختصات جغرافیایی " ۴۹° ۵۳' ۲۶" الی " ۴۹° ۰۹' ۲۷" عرض شمالی و " ۲۹° ۵۸' ۵۶" الی " ۰۲° ۳۱' ۵۶" طول شرقی گسترده شده است. در این منطقه حفاظت شده

1 - Gilman
2 - Melvor

3- Mehrabian
4- Danehkar

سه رویشگاه مانگرو وجود دارد. رویشگاه کولقان در محدوده ی شهرستان بندرعباس، تیاب و کلاهی در محدوده ی شهرستان میناب قرار دارند. شکل ۱ نقشه ی محدوده ی مورد مطالعه را نشان می دهد. محدوده ی مورد مطالعه که از توده های خالص و طبیعی گونه حرا (*Avicennia marina*) تشکیل شده، علاوه بر عنوان ملی خود، از سال ۱۹۷۵ با نام تالاب بین المللی شور، شیرین و میناب در فهرست کنوانسیون رامسر به ثبت رسید (بهریزی راد، ۱۳۷۷: ۵۳) محدوده ی B نیز در استان هرمزگان و در ۷۵ کیلومتری جنوب شرقی میناب در ساحل دریای عمان و در مختصات جغرافیایی " ۳۶' ۱۲" ۲۶° الی " ۳۹' ۲۸" ۲۶° عرض شمالی و " ۴۹' ۰۸" ۵۷° الی " ۵۱' ۰۳" ۵۷° طول شرقی واقع شده است. جنگل های مانگرو در این منطقه در خورها واقع شده اند. تنها خورهای واجد مانگرو حد فاصل بخش سیریک و شهرستان جاسک می باشند که ۶ درصد خورهای دارای مانگرو استان را شامل می شوند. رویش های مانگرو منطقه ی سیریک حد فاصل دو رودخانه گز و حیوی در خورهای پاچور، نخل زیارت، گارندهو، زیارت، گناری و کرتان حضور دارند که صرف نظر از دو خور نخست در دیگر خورها اجتماعات حرا و چنند را می توان در کنار یکدیگر دید. جنگل های مانگرو در این محدوده در ردیف یکی از مناطق حفاظت شده و همچنین یکی از تالاب های بین المللی کشور قرار دارند. بخش های مورد مطالعه مطابق روش دومارتون دارای اقلیم خشک (بیابانی) می باشند.



شکل (۱): موقعیت محدوده ی مورد مطالعه

Fig (1): Geographical location map of the study area

۲- مواد و روش

در این پژوهش، در گام نخست در منطقه‌ی مورد مطالعه با پیمایش زمینی و ثبت چندین نقطه توسط GPS^۱ و همچنین با استفاده از نقشه‌های توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰، زمین‌شناسی، تصاویر Google Earth و تصاویر ماهواره‌ای لندست، که از منطقه‌ی مورد مطالعه در اختیار بود، محدوده‌ی مورد مطالعه مشخص و مرزهای آن بسته شدند. نرم‌افزارهای مورد استفاده در این پژوهش ENVI 5.3، Arc GIS 10.5، Google Earth و Excel می‌باشند. در این پژوهش تصاویر ماهواره‌ای لندست ۱، ۵، ۷ و ۸ استفاده شده است. انتخاب سال‌ها بر اساس پراکنش مناسب در طول دوره‌ی زمانی مورد نظر است (دولان^۲ و همکاران، ۱۹۹۱: ۲۳۴؛ الیسون و زو^۳، ۲۰۱۲: ۲۳۰) (جدول ۱).

جدول (۱): سنجنده و بازه‌ی زمانی مورد مطالعه

Table (1): Sensor and time interval studied

ردیف		گذر		تاریخ تصویربرداری	سنجنده	تصاویر ماهواره‌ای
B	A	B	A			
۴۲	۴۱	۱۷۱	۱۷۱	۱۹۷۲/۱۰/۰۵	MSS	لندست ۱
۴۲	۴۱	۱۵۹	۱۵۹	۱۹۸۷/۱۰/۲۴	TM	لندست ۵
۴۲	۴۱	۱۵۹	۱۵۹	۲۰۰۲/۰۳/۱۵	ETM+	لندست ۷
۴۲	۴۱	۱۵۹	۱۵۹	۲۰۱۹/۱۰/۱۶	OLI	لندست ۸

بعد از انتخاب تصاویر برای انجام پردازش‌های موردنظر، تصحیحات رادیومتریک با استفاده از روش Radiometric Calibration استفاده گردید. در تصحیح اتمسفری تصاویر به دلیل وجود منابع آبی از روش کاهش تیرگی پدیده‌ها (چاوز^۴، ۱۹۹۶: ۱۰۲۹) استفاده گردید. برای تصحیح هندسی در تحقیق حاضر از تصاویر اسپات ۲۰۰۵ و از روش تثبیت هندسی تصویر به تصویر استفاده شد، سپس هر سه تصویر مورد استفاده با مبنا قرار دادن تصویر لندست ۸ نسبت به هم تثبیت شدند. باندهای مناسب برای انجام طبقه‌بندی در تصاویر مورد استفاده انتخاب شدند.

شاخص پوشش گیاهی NDVI (گندینی و اوسانوف^۵، ۲۰۰۴: ۱۶۹)، شاخص خاک بایر Bi (روی^۶ و همکاران، ۱۹۹۶: ۷۲۶) و تحلیل مؤلفه‌ی اصلی PCA (نوری^۷ و همکاران، ۲۰۰۸: ۲۵۴) به عنوان باند ورودی در طبقه‌بندی‌ها شرکت داده شد و دقت آن‌ها مورد بررسی قرار گرفت. تعریف کلاس‌ها بر اساس هدف، کاربری‌های موجود و تفکیک مکانی تصویر صورت می‌گیرد. با توجه به این‌که جمع‌آوری نمونه‌های آموزشی در طبقه‌بندی نظارت شده تصاویر ماهواره‌ای، به منظور استخراج نقشه‌های کاربری اراضی لازم و ضروری می‌باشد، لذا پس از تعیین کلاس‌های کاربری اراضی، اقدام به جمع‌آوری نمونه‌های تمرینی با روش نمونه‌گیری تصادفی و در دو

1- Global Positioning System
2- Dolan
3- Ellison and Zouh
4- Chavez

5- Gandini & Usunoff
6- Roy
7- Noori

مرحله انجام گردید. به طوری که مرحله اول برای آموزش مدل‌های مورد استفاده در محیط نرم‌افزار ENVI به لایه برداری از نوع پلیگون به تعداد متوسط ۱۰۰۰ پیکسل برای هر کلاس و مرحله دوم برای تست کردن نتیجه مدل به تعداد ۱۰۰ نقطه با استفاده از دستگاه GPS جمع‌آوری شد. همچنین از نرم‌افزار Google earth نیز برای نقطه‌های کنترل کمک گرفته شد. تفکیک‌پذیری تمام کلاس‌ها مابین ۲-۱/۹ بوده است که هر چقدر عدد به دست آمده به ۲ نزدیک‌تر باشد، نشان‌دهنده‌ی تفکیک‌پذیری بیش‌تر میان کلاس‌ها است و هرچه به صفر نزدیک‌تر باشد، نشان‌دهنده‌ی کاهش تفکیک‌پذیری است.

ارزیابی نظارت شده با روش حداکثر احتمال: MLC^۱ جزو روش‌های طبقه‌بندی پیکسل پایه و آماری می‌باشد. در این روش کلاسی به پیکسل مورد نظر تعلق می‌گیرد که بیش‌ترین احتمال تعلق پیکسل به آن کلاس وجود دارد (فاطمی، ۱۳۹۱: ۲۱۲). به عبارتی جزو روش‌های پارامتریک می‌باشد که از واریانس و کوواریانس داده استفاده می‌کند.

طبقه‌بندی نظارت شده با روش بردار پشتیبان: SVM^۲ تقریباً شبیه شبکه‌های عصبی بوده که با استفاده از یک تابع کرنل سیگموئیدی، معادل شبکه‌ی عصبی پرسپترون دو لایه‌ای می‌باشد (رائو^۳، ۲۰۱۳: ۵). به عبارتی این تابع داده‌های آموزشی را که به صورت غیرخطی در فضای چند بعدی با استفاده از تابع کرنل طرح‌ریزی می‌شود را در یک مجموعه داده به صورت خطی از هم جدا می‌کند که نتیجه آن طبقه‌بندی خطی بین داده‌ها می‌باشد (واپنیک^۴، ۱۹۹۹: ۱۳۱). ویژگی اصلی این روش توانایی بالا در استفاده از نمونه‌های تعلیمی کم‌تر و رسیدن به دقت بالاتر نسبت به روش‌های قبلی می‌باشد (مانترو^۵ و همکاران، ۲۰۰۵: ۵۶۰). این طبقه‌بندی کننده به صورت باینری عمل کرده و دو کلاس را با استفاده از یک فراصفحه از هم جدا می‌کند (سریواستا^۶، ۲۰۰۹: ۲)، برای تعریف نحوه قرارگیری این صفحه از کرنل‌هایی استفاده می‌گردد که در این مطالعه از کرنل جند جمله‌ای استفاده گردیده است (رابطه‌ی ۱).

$$g > 0 \quad .x_j) = (gx_i^T x_j + r)^d .K(x_i) \quad (1)$$

X_i, X : مجموعه‌ای از داده‌های آموزشی، g : گاما: یک پارامتر تعریف شده توسط کاربر به عنوان عرض کرنل، d : درجه چند جمله‌ای، f : اریب یا تمایل و T : ماتریس واحد.
طبقه‌بندی نظارت شده با روش شبکه‌ی عصبی (ANN^۷): در اکثر طبقه‌بندی‌ها شبکه‌های عصبی پرسپترون سه لایه با توجه به کاربرد زیاد آن مورد استفاده قرار می‌گیرد. شبکه‌ی عصبی مصنوعی از مجموعه‌ای از نرون‌ها و

1- Maximum Likelihood classification
2-Support Vector Machine classification
3- Rao
4- Vapnik

5- Mantero
6- Srivastava
7- Artificial neural network

واحدهای محاسبه‌کننده که با یک روش منطقی به هم متصل شده‌اند، استفاده می‌کند که لایه‌ی ورودی شامل باندهای یک تصویر، لایه‌ی دوم به عنوان لایه‌ی پنهان و شامل تعدادی گره‌های محاسبه‌گر است. سرانجام لایه‌ی سوم، لایه‌ی خروجی است که پاسخ شبکه‌ی عصبی به بردار الگوی ورودی را فراهم می‌سازد، تعداد نرون در این لایه متناظر با تعداد کلاس‌هایی است که توسط شبکه‌ی عصبی باید از هم متمایز داده شود. طبقه‌بندی منطقی ANN برای طبقه‌بندی نظارت شده اعمال می‌شود و با رابطه (۲) قابل بیان است.

$$O_j = 1 / (1 + e^{-\lambda net_j}) \quad (2)$$

O_j : خروجی برای ورودی j ، λ : شیب تابع تبدیل و net_j : از رابطه (۳) بیان می‌شود.

$$net_j = \sum_i w_{ij} o_i \quad (3)$$

W_{ij} : وزن داده شده از واحد j تا i و خروجی واحد i (شالخوف، ۱۹۹۷: ۵۶۵).

همچنین در این روش مقداری به روند تنظیم وزن‌ها اضافه می‌شود که متناسب با میزان تغییر قبلی وزن است و باعث افزایش در سرعت همگرایی و سرعت آموزش می‌شود و سرعت مونتم نامیده می‌شود. دامنه عددی آن بین ۰-۱ می‌باشد. گاه در تعریف شبکه از یک حد آستانه نیز استفاده می‌شود.

ارزیابی دقت: به منظور دقت یک نقشه طبقه‌بندی شده به صوت کمی می‌توان آن را به صورت پیکسل به پیکسل با واقعیت زمینی مقایسه و نتایج را در جدولی به نام جدول خطا درج نمود. بر پایه این جدول می‌توان معیارهای کمی نظیر دقت کاربر، صحت تولید کننده، صحت کلی و ضریب کاپا را برای بیان دقت، محاسبه نمود. صحت کلی از نسبت مجموع پیکسل‌هایی که درست طبقه‌بندی شده‌اند (در محور اصلی ماتریس طبقه‌بندی قرار دارند) به کل پیکسل‌های طبقه‌بندی شده به دست آمد. همان‌طور که از اسم آن مشخص است صحت کلی فقط درصد صحت در کل طبقات را می‌دهد و نمی‌توان درصد صحت هر کدام از طبقات را به‌طور مجزا محاسبه کند. صحت کلی با رابطه (۴) قابل بیان می‌باشد.

$$OA = \frac{\sum_{k=1}^N n_{kk}}{n} * 100 \quad (4)$$

OA: صحت کلی، $\sum_{k=1}^N n_{kk}$: مجموع پیکسل‌های درست طبقه‌بندی شده، n : کل پیکسل‌های طبقه‌بندی شده.

با توجه به این که برای نهایی نمودن نقشه ی کاربری اراضی، باید همه شاخص های دقت طبقه بندی با یک و یا چند شاخص آماری معتبر برازش داده شود. شاخص کاپا از جمله روش های آماری می باشد که با رابطه ی (۵) قابل بیان هست (کنگلتون، ۱۹۹۹: ۴۰).

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r X_{ii} - \sum_{i=1}^r (X_{io} * X_{oi})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (X_{io} * X_{oi})} \quad (5)$$

در این رابطه: k: شاخص کاپا، r: تعداد ردیف ماتریس طبقه بندی

X_{ii} : تعداد مشاهدات در ردیف و ستون (محور اصلی ماتریس)، X_{io} : مجموع مشاهدات در ردیف (مجموع ردیف برای هر کاربری)، X_{oi} : مجموع مشاهدات در ستون (مجموع ستون برای هر کاربری)، N: مجموع کل مشاهدات ماتریس طبقه بندی.

در محاسبه ی ضریب کاپا علاوه بر پیکسل هایی که درست طبقه بندی شده اند؛ پیکسل هایی که نادرست طبقه بندی شده اند نیز دخالت داده می شوند، از این رو معیار مناسبی برای مقایسه ی نتایج طبقه بندی مختلف می باشد.

عملیات پس پردازش نیز شامل ادغام کلاس ها می باشد که برای گویاتر شدن نقشه ی کاربری اراضی و حذف تک پیکسل ها در طبقات مختلف است، اعمال شد. همچنین از فیلتر اکثریت با کرنل ۳*۳ استفاده شد. در مرحله بعد از روش Change Detection برای آشکارسازی تغییرات و گویاسازی نتایج طبقه بندی ها استفاده شد. مرحله بعد تبدیل تصویر طبقه بندی شده به پلیگون و انتقال به محیط Arc GIS برای مدیریت کلاس ها می باشد. البته کلاسی که در اینجا برای ما اهمیت بیشتری دارد، کلاس جنگل های مانگرو است که در بازه زمانی ۲۰۱۹-۱۹۷۲ مورد بررسی قرار گرفته است. بعد از اینکه مراحل تغییرات جنگل های مانگرو مشخص شد، با کمک نقشه های توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰ اقدام به تهیه منحنی میزان های ۲ متری از محدوده شد و با استفاده از تصاویر DEM منطقه ی نقشه ی شیب تهیه شد. همچنین با استفاده از داده های جزر و مد نیم ساعته میزان حداقل، حداکثر و متوسط جزر و مد ایستگاه های جاسک، شهید رجائی، هرمز و سیریک محاسبه شد و در آخر این داده ها و نقشه های تهیه شده برای بررسی پتانسیل توسعه ی جنگل های مانگرو مورد بررسی قرار گرفت.

۳- یافته ها و بحث

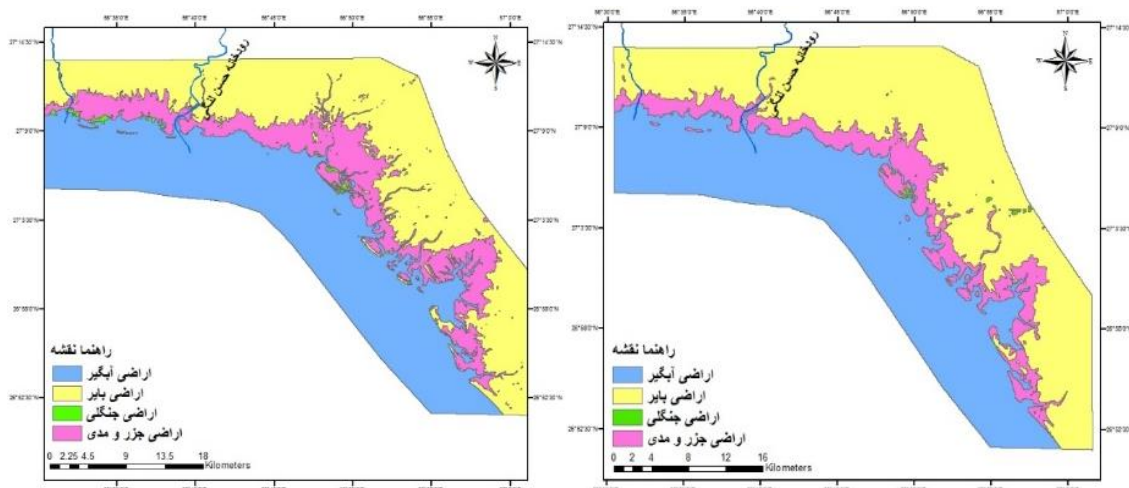
با استفاده از تصاویر ماهواره ای سطح منطقه به ۴ واحد کاربری تقسیم گردید، این واحدها شامل پهنه ی آبی، اراضی جزر و مدی، اراضی جنگلی و اراضی بایر می باشد. با تعیین و پالایش نمونه های تعلیمی تصاویر مربوط به

هر تاریخ به صورت مجزا به روش‌های حداکثر احتمال، بردار پشتیبان و شبکه‌ی عصبی طبقه‌بندی شدند. جدول ۲ نتایج حاصل از صحت طبقه‌بندی تصویر مربوط به سال ۲۰۱۹ بر اساس سه روش مورد استفاده در این پژوهش با آماره‌های دقت کلی و ضریب کاپا را نشان می‌دهد.

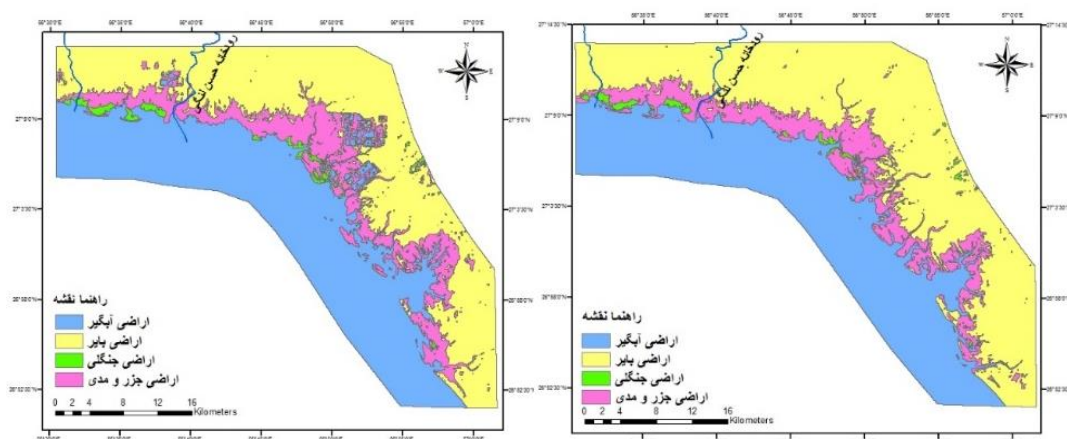
جدول (۲): مقادیر ارزیابی صحت برای روش‌های طبقه‌بندی ANN، SVM، MLC
Table (2): Accuracy assessment values for MLC, SVM, ANN classification methods

ANN		SVM		MLC		آماره
محدوده‌ی A	محدوده‌ی B	محدوده‌ی A	محدوده‌ی B	محدوده‌ی A	محدوده‌ی B	
۹۸/۴۱	۹۸/۹۵	۹۸/۹۴	۹۹/۴۴	۹۷/۸۸	۹۸/۸۹	دقت کل (درصد)
۰/۹۷	۰/۹۸	۰/۹۸	۰/۹۹	۰/۹۷	۰/۹۸	ضریب کاپا

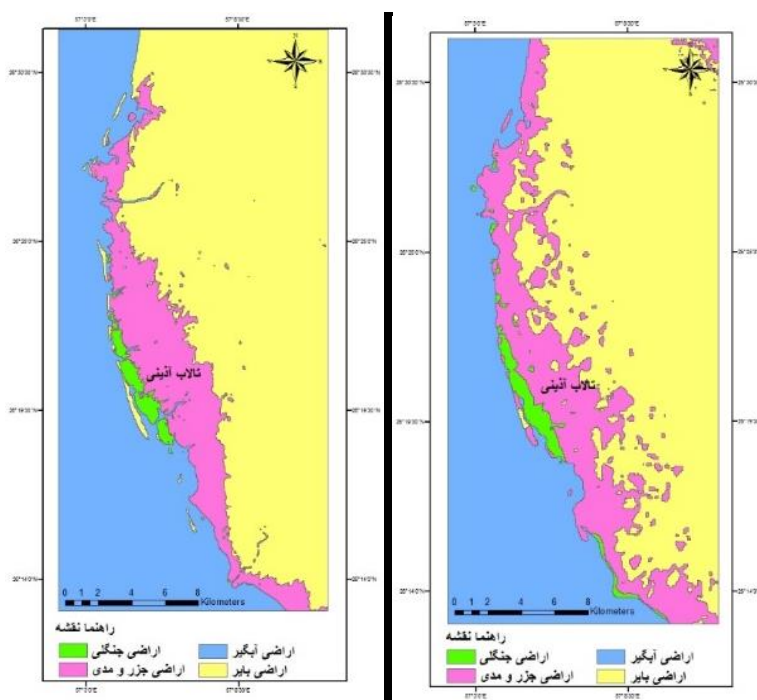
با توجه به جدول ۲ می‌توان دریافت که روش SVM، بالاترین دقت را در تولید تصاویر کاربری اراضی منطقه‌ی مورد مطالعه داشته است. بنابراین، این روش به عنوان مناسب‌ترین روش برای تهیه‌ی نقشه‌های کاربری اراضی منطقه‌ی مورد مطالعه، انتخاب شد. بعد از آن نقشه‌ی کاربری اراضی برای تمامی سال‌ها با استفاده از این روش تهیه شد (شکل ۲ و ۳).



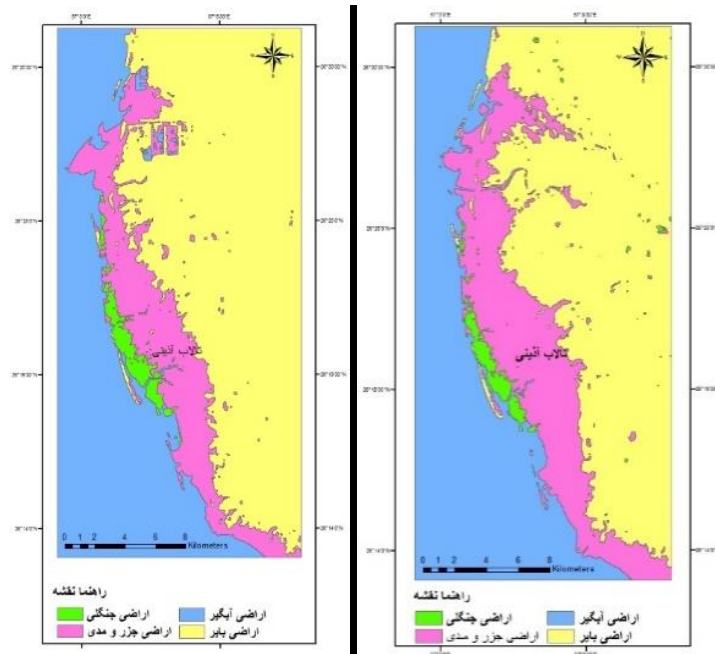
شکل (۲): تصاویر طبقه‌بندی (SVM) محدوده‌ی A سال ۱۹۷۲ (سمت راست) و سال ۱۹۸۷ (سمت چپ)
Fig (2): Classification images (SVM) area B 1972 (right) and 1987 (left)



شکل (۳): تصاویر طبقه‌بندی (SVM) محدوده A سال ۲۰۰۲ (سمت راست) و سال ۲۰۱۹ (سمت چپ)
Fig (3): Classification Images (SVM) of range A of 2002 (right) and 2019 (left)



شکل (۴): تصاویر طبقه‌بندی (SVM) محدوده B سال ۱۹۷۲ (سمت راست) و سال ۱۹۸۷ (سمت چپ)
Fig (4): Classification images (SVM) area B 1972 (right) and 1987 (left)



شکل (۵): تصاویر طبقه‌بندی (SVM) محدوده‌ی B سال ۲۰۰۲ (سمت راست) و سال ۲۰۱۹ (سمت چپ)
Fig (5): Classification images (SVM) range B 2002 (right) and 2019 (left)

نقشه‌های طبقه‌بندی شده، مورد بررسی قرار گرفتند و خطای تولیدکننده و خطای امیشن و کمیشن (جدول ۳ و ۴) و مقدار ضریب کاپا و صحت کلی آن‌ها (جدول ۵) به دست آمد. Omission اشاره به آن دسته از نمونه‌هایی دارد که در فرآیند تفسیر مورد استفاده قرار نگرفته است. خطای Commission نیز، اشاره به آن دسته از پیکسل‌هایی دارد که به اشتباه طبقه‌بندی شده‌اند (بوچتی^۱ و همکاران، ۲۰۰۴: ۲۸۶). سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ضریب کاپای در حدود ۸۵ درصد را به عنوان حداقل الزام برای تأیید دقت طبقه‌بندی اراضی با داده‌های لندست اعلام کرده است (اندرسون^۲ و همکاران، ۲۰۰۲: ۶۷). صحت کلی در طبقه‌بندی ماشین بردار پشتیبان به ترتیب در سال‌های ۱۹۷۲، ۱۹۸۷، ۲۰۰۲ و ۲۰۱۹ برای محدوده A برابر با ۰/۷۱، ۰/۴۲، ۰/۳۷ و ۰/۴۴ و برای محدوده B برابر با ۰/۹۵، ۰/۷۰، ۰/۷۰ و ۰/۴۱ می‌باشد. همچنین ضریب کاپا برای محدوده A نیز به ترتیب شامل ۰/۸۷، ۰/۹۵، ۰/۹۱ و ۰/۹۹ و برای محدوده B برابر با ۰/۹۴، ۰/۹۶، ۰/۹۷ و ۰/۹۷ می‌باشد، که نشان‌دهنده‌ی تأیید و صحت دقت طبقه‌بندی‌های انجام شده برای محدوده‌ی مطالعاتی است. همچنین مقادیر به دست آمده نشان داد که نقشه‌های تهیه شده قابلیت شناسایی تغییرات را دارا می‌باشند.

1 - Boschetti

2 - Anderson

جدول (۳): خطای Commission، خطای Omission، دقت تولیدکننده و دقت کاربر برای نقشه‌های کاربری اراضی محدوده‌ی A
Table (3): Commission error, omission error, producer accuracy, and user accuracy for area A Land use maps

تاریخ	طبقه‌بندی	کلاس	خطای commission	خطای omission	دقت تولیدکننده	دقت کاربر
۱۹۷۲	ماشین بردار	اراضی آبگیر	۱۱/۳۶	۰	۱۰۰	۸۸/۶۴
		اراضی جزر و مدی	۱۱/۹۰	۹/۷۶	۹۰/۲۴	۸۸/۱۰
		اراضی جنگلی	۰	۵۰	۵۰	۱۰۰
۱۹۸۷	ماشین بردار	اراضی بایر	۶/۳۸	۴/۳۵	۹۵/۶۵	۹۳/۶۲
		اراضی آبگیر	۱۳/۳۳	۰	۱۰۰	۸۶/۶۷
		اراضی جزر و مدی	۰	۲/۴۴	۹۷/۵۶	۱۰۰
۲۰۰۲	ماشین بردار	اراضی جنگلی	۰	۱۱/۹۰	۸۸/۱۰	۱۰۰
		اراضی بایر	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰
		اراضی آبگیر	۱۵/۲۲	۰	۱۰۰	۸۴/۷۸
۲۰۱۹	ماشین بردار	اراضی جزر و مدی	۵/۱۳	۹/۷۶	۹۰/۲۴	۹۴/۸۷
		اراضی جنگلی	۰	۱۴/۵۵	۰	۰
		اراضی بایر	۶/۱۲	۰	۱۰۰	۹۳/۸۸
۲۰۱۹	ماشین بردار	اراضی آبگیر	۲/۵۰	۰	۱۰۰	۹۷/۵۰
		اراضی جزر و مدی	۰	۲/۴۴	۹۷/۵۶	۱۰۰
		اراضی جنگلی	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰
۲۰۱۹	ماشین بردار	اراضی بایر	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰
		اراضی بایر	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰

بر اساس نقشه‌های تهیه شده مساحت هر یک از کلاس‌های کاربری اراضی منطقه‌ی مورد مطالعه که در محیط نرم‌افزار Arc GIS 10.5 استخراج گردید (جدول ۶ و ۷). همان طور که در این جدول نشان داده شده است مساحت جنگل در سال ۱۹۷۲ در محدوده‌ی A برابر با ۱۷۲/۸ هکتار، برای سال ۱۹۸۷ برابر با ۶۵۷/۹ هکتار، برای سال ۲۰۰۲ برابر با ۱۰۲۰/۸۷ هکتار و برای سال ۲۰۱۹ برابر با ۱۵۱۵/۶۹ هکتار است، که یک روند افزایشی را در تمامی سال‌ها مشاهده می‌کنیم. مناطق و اراضی بایر نیز در طی بازه‌ی زمانی بین ۱۹۷۲-۱۹۸۷ با روند کاهشی همراه بوده است و به تبع آن پهناهای آبی و جزر و مدی با افزایش همراه بوده‌اند، اما بین سال‌های ۱۹۸۷-۲۰۰۲ مناطق بایر با روند افزایشی همراه بوده و مساحت آن به همان مقدار بازه‌ی زمانی ۱۹۷۲-۱۹۸۷ رسیده است که باید علت آن را در تغییرات تراز آب دریا جست و جو کرد و پهناهای آبی و جزر و مدی با افزایش همراه بوده‌اند و در بازه‌ی آخر نیز شاهد روند کاهش مناطق بایر در محدوده هستیم و پهناهای آبی و جزر و مدی بر طبق انتظار با افزایش همراه بوده‌اند. در محدوده‌ی B مساحت جنگل در سال ۱۹۷۲ برابر با ۸۶۳/۶۴ هکتار، برای سال ۱۹۸۷ برابر با ۶۰۴/۳۵ هکتار، برای سال ۲۰۰۲ برابر با ۷۶۱/۲۲ هکتار و برای سال ۲۰۱۹ برابر با ۹۶۱/۰۲ هکتار است، که بین سال‌های ۱۹۷۲ تا ۱۹۸۷ یک روند کاهشی را مشاهده می‌کنیم؛ اما در ادامه تا سال ۲۰۱۹ با افزایش کند جنگل‌های مانگرو روبه‌رو هستیم. مناطق و اراضی بایر نیز در طی بازه‌ی

زمانی بین ۱۹۸۷-۱۹۷۲ با روند افزایشی همراه بوده است، اما بین سال‌های ۲۰۰۲-۱۹۸۷ در مناطق بایر روند کاهشی را مشاهده می‌کنیم و در ادامه تا سال ۲۰۱۹ افزایش اراضی بایر را مشاهده می‌کنیم. پهنه‌های آبی در تمامی سال‌های مورد بررسی تغییرات زیادی نداشته است. اراضی جزر و مدی بین سال‌های ۱۹۸۷-۱۹۷۲ با روند کاهشی همراه بوده‌اند، اما بین سال‌های ۲۰۰۲-۱۹۸۷ مناطق بایر با روند افزایشی همراه بوده اما بعد از این سال دوباره روند رشد نزولی به خود گرفته است.

جدول (۴): خطای Commission، خطای Omission، دقت تولیدکننده و دقت کاربر برای نقشه‌های کاربری اراضی محدوده‌ی B

Table (4): Commission error, omission error, producer accuracy and user accuracy for area B Land use maps

تاریخ	طبقه‌بندی	کلاس	خطای commission	خطای omission	دقت تولیدکننده	دقت کاربر
۱۹۷۲	ماشین بردار	اراضی آبگیر	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰
		اراضی جزر و مدی	۱۶/۲۸	۰	۱۰۰	۸۳/۷۲
		اراضی جنگلی	۰	۴/۸۸	۹۵/۱۲	۱۰۰
		اراضی بایر	۰	۹/۲۶	۹۰/۷۴	۱۰۰
۱۹۸۷	ماشین بردار	اراضی آبگیر	۴/۷۶	۰	۱۰۰	۹۵/۲۴
		اراضی جزر و مدی	۵	۲/۵۶	۹۷/۴۴	۹۵
		اراضی جنگلی	۰	۲/۴۴	۹۷/۵۶	۱۰۰
		اراضی بایر	۰	۳/۷۰	۹۶/۳۰	۱۰۰
۲۰۰۲	ماشین بردار	اراضی آبگیر	۲/۴۴	۰	۱۰۰	۹۷/۵۶
		اراضی جزر و مدی	۷/۳۲	۲/۵۶	۹۷/۴۴	۹۲/۶۸
		اراضی جنگلی	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰
		اراضی بایر	۰	۵/۵۶	۹۴/۴۴	۱۰۰
۲۰۱۹	ماشین بردار	اراضی آبگیر	۲/۴۴	۰	۱۰۰	۹۷/۵۶
		اراضی جزر و مدی	۲/۶۳	۵/۱۳	۹۴/۸۷	۹۷۰/۳۷
		اراضی جنگلی	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰
		اراضی بایر	۱/۸۵	۱/۸۵	۹۸/۱۵	۹۸/۱۵

جدول (۵): درصد صحت کلی و ضریب کاپا حاصل از طبقه‌بندی

Table (5): Percentage of total accuracy and Kappa coefficient obtained from classification

نوع طبقه‌بندی	تاریخ	صحت کلی بر حسب درصد		ضریب کاپا	
		A	B	A	B
ماشین بردار	۱۹۷۲	۹۰/۷۱	۹۵/۹۰	۰/۸۷	۰/۹۴
	۱۹۸۷	۹۶/۴۲	۹۷/۷۰	۰/۹۵	۰/۹۶
	۲۰۰۲	۹۳/۳۷	۹۷/۷۰	۰/۹۱	۰/۹۷
	۲۰۱۹	۹۹/۴۴	۹۸/۴۱	۰/۹۹	۰/۹۷

جدول (۶): مساحت کاربری اراضی بر حسب هکتار

Table (6): Land use area in hectares

سال ۲۰۱۹	سال ۲۰۰۲	سال ۱۹۸۷	سال ۱۹۷۲	کاربری اراضی A
۳۲۱۲۸/۶۵	۲۸۹۲۲/۴	۳۱۳۲۸/۱	۳۰۴۷۵/۸	پهنه آبی
۱۵۴۱۶/۶۴	۱۴۶۸۴/۷۶	۱۸۱۵۹/۳	۱۴۰۸۷/۸۸	منطق جزر و مدی
۱۵۱۵/۶۹	۱۰۲۰/۸۷	۶۵۷/۹	۱۷۲/۸	جنگل
۱۹۷۸۰/۲۹	۲۴۲۱۲/۵۲	۱۸۶۹۵/۲۵	۲۴۳۲۸/۰۸	اراضی بایر

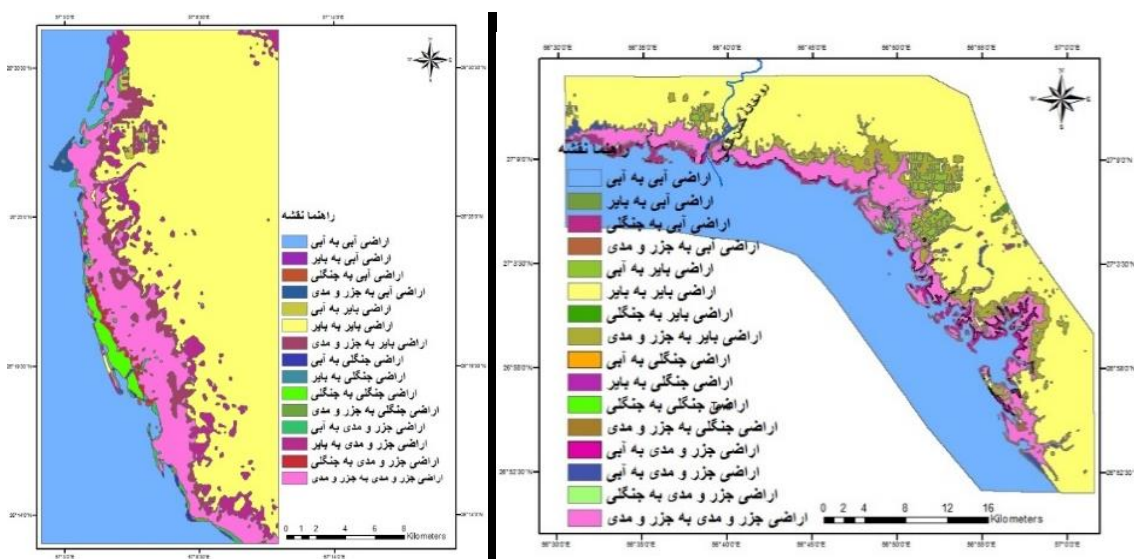
جدول (۷): مساحت کاربری اراضی بر حسب هکتار

Table (7): Sensor and time interval studied

سال ۲۰۱۹	سال ۲۰۰۲	سال ۱۹۸۷	سال ۱۹۷۲	کاربری اراضی B
۱۸۳۱۹/۵۹	۱۸۴۳۹/۲۹	۱۸۸۳۹/۸۸	۱۸۰۰۴/۶۸	پهنه آبی
۸۳۶۵/۳۲	۱۰۶۶۹/۳۲	۶۶۳۳/۸۴	۹۳۶۲/۸۸	منطق جزر و مدی
۹۶۱/۰۲	۷۶۱/۲۲	۶۰۴/۳۵	۸۶۳/۶۴	جنگل
۲۸۷۶۳/۳۷	۲۶۵۳۹/۴۷	۳۰۲۷۱/۲۳	۲۸۵۳۳/۶	اراضی بایر

۳-۱- تعیین میزان تغییرات جنگل‌های مانگرو طی ۴۷ سال اخیر

در شکل ۶ نقشه‌ی تهیه شده برای آشکارسازی تغییرات و گویاسازی نتایج طبقه‌بندی‌ها برای سال‌های ۱۹۷۲ تا ۲۰۱۹ را مشاهده می‌شود.



شکل (۶): نقشه‌ی تغییرات کاربری و پوشش اراضی از نوعی به نوع دیگر، سال‌های ۱۹۷۲-۲۰۱۹

Fig (6): Map of land use change and land cover from one type to another, the years 1972-2019

همچنین با استفاده از روش Change Detection Statistics درصد تغییرات در این سال‌ها اندازه‌گیری شد (جدول ۸ و ۹). همانطور که در جدول (۵) قابل مشاهده است جنگل‌های مانگرو محدوده‌ی A در طول این ۴۷ سال به میزان ۵۵/۸۴ درصد تغییرات داشته‌اند و در محدوده‌ی B به میزان ۳۶/۱۸ همراه بوده است. میزان افزایش جنگل‌های مانگرو طی ۴۷ سال اخیر را می‌توان در شکل ۷ مشاهده کرد، که بخش‌های قرمز رنگ میزان افزایش این جنگل‌ها را به صورت کیفی نشان می‌دهند.

جدول (۸): میزان تغییرات کاربری اراضی محدوده‌ی A طی ۴۷ سال اخیر بر حسب درصد

Table (8): The rate of land use change in area A during the last 47 years in terms of percentage

مجموع کاربری سال ۱۹۷۲	اراضی جنگلی	اراضی جزر و مدی	اراضی بایر	اراضی آبگیر	کاربری‌ها
۱۰۰	۵/۸۴	۱۷/۱۶	۲/۳۵	۹۶/۹۵	اراضی آبگیر
۱۰۰	۳۱/۸۱	۷/۰۴	۸۴/۶۲	۰/۱۱	اراضی بایر
۱۰۰	۱۸/۱۸	۷۲/۳۶	۱۲/۳۶	۰/۸۵	اراضی جزر و مدی
۱۰۰	۴۴/۱۵	۳/۴۲	۰/۲۹	۲/۰۴	اراضی جنگلی
۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	مجموع کاربری سال ۲۰۱۹
-	۵۵/۸۴	۲۷/۶۳	۱۵/۳۷	۳/۰۴	تغییرات کاربری‌ها (درصد)

جدول (۹): میزان تغییرات کاربری اراضی محدوده‌ی B طی ۴۷ سال اخیر بر حسب درصد

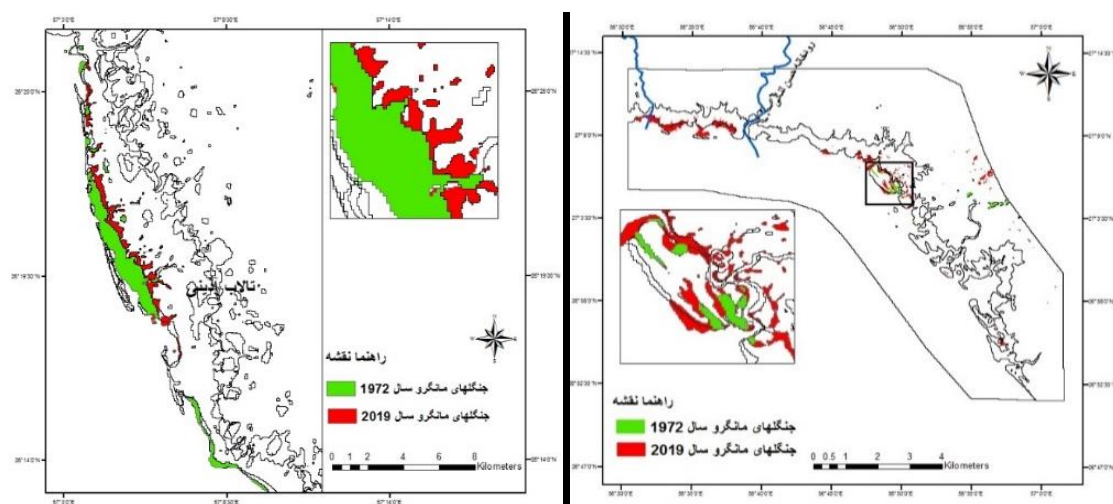
Table (9): The rate of land use change in area B during the last 47 years in terms of percentage

مجموع کاربری سال ۱۹۷۲	اراضی جزر و مدی	اراضی جنگلی	اراضی بایر	اراضی آبگیر	کاربری‌ها
۱۰۰	۶/۰۸	۲۱/۷۰	۰/۵۹	۹۸/۲۱	اراضی آبگیر
۱۰۰	۲۶/۵۱	۱/۶۶	۹۲	۰/۳۲	اراضی بایر
۱۰۰	۳/۹۸	۶۳/۸۱	۰/۰۰۵	۰/۱۷	اراضی جنگلی
۱۰۰	۶۳/۴۱	۱۲/۸۱	۷/۴۰	۱/۲۸	اراضی جزر و مدی
۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	مجموع کاربری سال ۲۰۱۹
-	۳۶/۵۸	۳۶/۱۸	۷/۹۹	۱/۷۸	تغییرات کاربری‌ها (درصد)

۳-۲- ارتباط هیدرودینامیک دریا و مورفولوژی ساحلی در ارتباط با تغییرات گستره‌ی جنگل‌های مانگرو

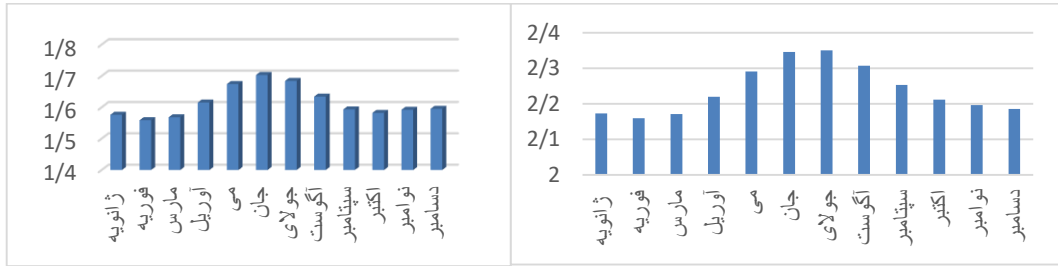
به منظور بررسی ارتباط هیدرودینامیک دریا و مورفولوژی ساحلی و پیدا کردن میزان ارتباط این عوامل با تغییرات جنگل‌های مانگرو و به علت این ویژگی که جنگل‌های مانگرو نیاز به آبگیری در طول روز دارند و این آبگیری با فعالیت جزر و مد امکان‌پذیر می‌شود، اقدام به بررسی جزر و مدهای روزانه و ماهانه در منطقه‌ی مورد مطالعه شد. بررسی ارتفاع جزر و مد در ایستگاه‌های جزر و مدی نشان داد که بیشترین متوسط جزر و مد سالانه در بندر شهید رجائی در منطقه مورد مطالعه، به میزان ۴/۵ متر به ثبت رسیده است و متوسط جزر و مد

ایستگاه‌های منطقه‌ی مورد مطالعه حدود ۲ متر است که نمودار آن را در شکل ۸ و ۹ مشاهده می‌کنیم. برای بررسی پتانسیل گسترش جنگل‌های مانگرو به بررسی شیب مناطق و ارتباط آن با متوسط جزر و مد در منطقه پرداختیم. شکل ۱۰ نقشه‌ی تهیه شده از شیب هر دو منطقه و منحنی میزان‌های ۲ متری مناطق مورد مطالعه است که در واقع بر اساس و پایه متوسط جزر و مد منطقه تهیه شده‌اند (شکل ۸ و ۹) و همان گونه که در این شکل مشاهده می‌کنیم در بخش‌هایی که شیب ملایم است (۲ کلاس اول محدوده‌ی A $0.3-0.8$ ، $0.3-1.0$ درصد) و (۲ کلاس اول محدوده‌ی B $0.3-0.8$ ، $0.3-1.0$ درصد) منحنی میزان‌ها دچار انحنای تو رفتگی بیشتری نسبت به دیگر مناطق هستند، که در واقع منطبق با خورها، سبها و تالاب‌هاست. البته عامل دیگری که می‌توان در اینجا ذکر کرد وجود دلتا رود حسن‌لنگی در محدوده‌ی A و دلتا رود گز و هیوی، در محدوده‌ی B است که با حمل رسوبات و تزریق آب شیرین به این منطقه امکان رشد هر چه بیشتر جنگل‌های مانگرو را فراهم می‌آورد. عامل مهم دیگر قدرت امواج است. ارتفاع موج با احتمال حضور مانگرو رابطه‌ی معکوس دارد. این بدان معناست که اجتماعات حرا بیشتر در مناطقی توانایی حضور دارند که ارتفاع و قدرت موج اندک باشد، زیرا امواج ضعیف با ارتفاع کم سبب افزایش نرخ رسوب‌گذاری و پایداری محیط شده و فضایی آرام در رویشگاه ایجاد و شرایط زیست محیطی مطلوب و مناسبی را برای استقرار مانگروها ایجاد می‌کنند.

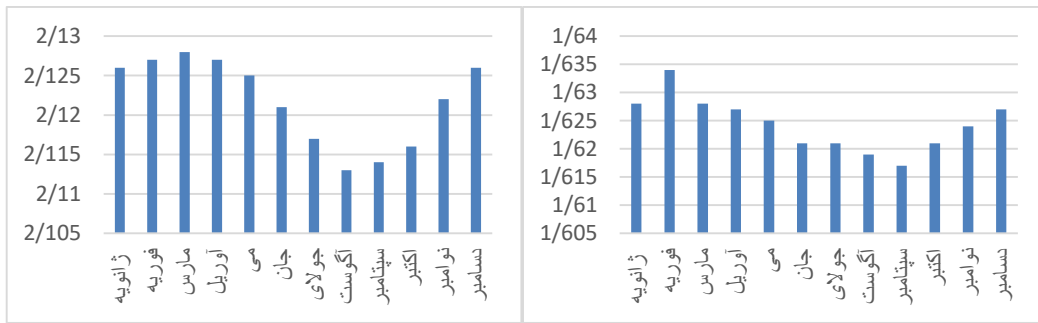


شکل (۷): نقشه‌های تغییرات جنگل‌های مانگرو طی ۴۷ سال اخیر

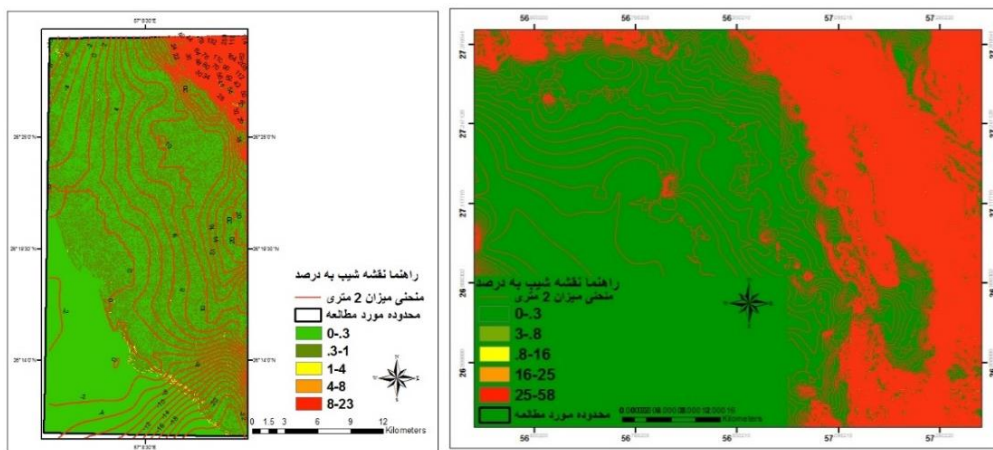
Fig (7): Maps of mangrove forest change over the oast 47 years



شکل (۸): متوسط جزر و مد ماهانه ایستگاه‌های جاسک (سمت چپ) و شهید رجائی (سمت راست)
Fig (8): Average monthly tide of Jask (left) and Shahid Rajaei (right) stations



شکل (۹): متوسط جزر و مد ماهانه ایستگاه‌های هرمز (سمت چپ) و سیریک (سمت راست)
Fig (9): Average monthly tide of Hormoz (left) and Sirik (right) stations



شکل (۱۰): نقشه‌ی ترکیب منحنی میزان‌های ۲ متری و نقشه‌ی شیب منطقه
Fig (10): Map of 2-meter curves and area slope map

۴- نتیجه‌گیری

به‌طور کلی، تجزیه و تحلیل مکانی یکی از ابزارهای مناسبی است که با شناسایی و سنجش تغییرات مرزهای مانگروها در طول زمان، می‌تواند نقش مهمی را در برنامه‌ریزی و انجام اقدامات حفاظتی مؤثر و کاهش آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به مخاطرات طبیعی و انسانی داشته باشد (شرمن^۱، ۲۰۱۰؛ لوکاس^۲ و همکاران، ۲۰۰۲). لذا در این مطالعه اقدام به پایش تغییرات مکانی مرزهای مانگروهای شمال و شرق تنگه هرمز در طول دوره زمانی ۴۷ ساله شد. در این مطالعه، بعد از اعمال تصحیحات لازم بر روی تصاویر ماهواره‌ای، نقشه کاربری اراضی قسمت غرب تنگه هرمز با استفاده از تصاویر لندست، با کمک سه الگوریتم طبقه‌بندی مبتنی بر پیکسل (ANN، SVM، MLC) تهیه شد و دقت نتایج با کمک نقاط تصادفی، مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان داد که بالاترین دقت کلی و ضریب کاپا به ترتیب برای محدوده A ۹۹/۴۴ و ۹۹/۰، و برای محدوده B به ترتیب ۹۸/۴۱ و ۰/۹۷ برای روش SVM بود. مطالعه ما نشان داد که SVM به سبب سرعت و دقت تفکیک بالا، می‌تواند مناسب‌ترین روش طبقه‌بندی برای این محدوده‌ی مطالعاتی باشد. تحقیقات صورت گرفته توسط آرخی و ادیب نژاد (۱۳۹۰)، نیتز^۳ و همکاران (۲۰۱۲)، کولیوس^۴ و همکاران (۲۰۱۳) و اندریانی (۱۳۹۳) مبنی بر دقت زیاد روش SVM تأیید می‌شود. بنابراین نقشه‌های کاربری اراضی به روش طبقه‌بندی ماشین بردار پشتیبان به ترتیب در سال‌های ۱۹۷۲، ۱۹۸۷، ۲۰۰۲ و ۲۰۱۹ برای محدوده‌ی A صحت کلی برابر با ۹۰/۷۱، ۹۶/۴۲، ۹۳/۳۷ و ۹۹/۴۴ و برای محدوده‌ی B برابر با ۹۵/۹۰، ۹۷/۷۰، ۹۷/۷۰ و ۹۸/۴۱ می‌باشد. همچنین ضریب کاپا برای محدوده‌ی A نیز به ترتیب شامل ۰/۸۷، ۰/۹۵، ۰/۹۱ و ۰/۹۹ و برای محدوده‌ی B برابر با ۰/۹۴، ۰/۹۶، ۰/۹۷ و ۰/۹۷ می‌باشد، که نشان‌دهنده‌ی تأیید و صحت دقت طبقه‌بندی‌های انجام شده برای محدوده‌ی مطالعاتی است. همچنین مقادیر به دست آمده نشان داد که نقشه‌های تهیه شده قابلیت شناسایی تغییرات را دارا می‌باشند. به این ترتیب که مساحت جنگل در محدوده‌ی A بین سال‌های ۱۹۷۲ تا ۱۹۸۷ به مقدار ۵۰۳/۱ هکتار افزایش داشته است و در منطقه‌ی B با حدود ۲۵۴/۲۹ هکتار کاهش همراه بوده است. به جنگل‌های مانگرو در محدوده‌ی A بین سال‌های ۱۹۸۷ تا ۲۰۰۲ حدود ۳۶۲/۹۷ هکتار افزوده شده است و در محدوده‌ی B نیز حدود ۱۵۶/۸۷ هکتار افزوده شده است. همچنین بین سال‌های ۲۰۰۲ تا ۲۰۱۹ نیز در محدوده‌ی A شاهد افزایش این جنگل‌ها به مقدار ۴۹۴/۸۲ هکتار هستیم و در محدوده‌ی B نیز افزایشی در حدود ۱۹۹/۸ هکتار را شاهد هستیم. بنابراین در تمامی سال‌ها در محدوده‌ی A شاهد رشد و افزایش جنگل‌های مانگرو هستیم، هر چند که با توجه به وجود خورها، مناسب بودن شیب منطقه و انتقال رسوب از رودخانه حسن‌لنگی و به طور کلی مناسب بودن شرایط برای توسعه جنگل‌های مانگرو در این منطقه انتظار می‌رود که این جنگل‌ها توسعه

1- Shearman
2- Lucas

3- Nitze
4- Kolios

بیشتری پیدا کنند. در محدوده‌ی B نیز در بازه اول روند کاهشی جنگل‌ها را داریم اما در ادامه تا سال ۲۰۱۹ افزایش جنگل‌ها را مشاهده می‌کنیم، هر چند که میزان این افزایش حتی از محدوده‌ی A هم کم‌تر است حتی با وجود اینکه منطقه تمامی ویژگی‌های لازم برای توسعه‌ی مانگرو را دارا می‌باشد و حتی منطقه جزو تالاب‌های محافظت شده است اما باز شاهد رشد کم جنگل‌ها هستیم که در واقع عدم توجه برنامه‌ریزان را به این بخش از اکوسیستم نشان می‌دهد. مناطق و اراضی بایر در محدوده A در طی بازه زمانی بین ۲۰۱۹-۱۹۷۲ کاهشی در حدود ۴۵۴۷/۷۹ هکتار داشته است که البته در طی بازه‌های مختلف شاهد افزایش اراضی بایر هم بوده‌ایم اما در نهایت تا سال ۲۰۱۹ با روند کاهشی همراه بوده است. این اراضی در محدوده‌ی B در طی سال‌ها روند افزایشی-کاهشی ناچیزی داشته است و در سال ۲۰۱۹ نیز نسبت به سال ۱۹۷۲ حدود ۲۲۹/۷۷ هکتار افزایش پیدا کرده است. اراضی جزر و مدی در محدوده‌ی A بین سال‌های ۱۹۷۲ تا ۲۰۱۹ به مقدار ۱۳۲۸/۷۶ هکتار افزایش پیدا کرده است و در محدوده‌ی B به مقدار ۹۹۷/۵۶ هکتار کاهش پیدا کرده است. اما پهنه‌های آبی در هر دو منطقه در بین سال ۱۹۷۲ تا سال ۲۰۱۹ روند افزایشی داشته‌اند. بعد از تهیه نقشه تغییرات کاربری اراضی، به این صورت بود که جنگل‌های مانگرو در منطقه‌ی A به میزان ۵۵/۸۴ درصد و در منطقه‌ی B به میزان ۳۶/۱۸ درصد، مناطق جزر و مدی در منطقه‌ی A به میزان ۲۷/۶۳ درصد و در منطقه‌ی B به میزان ۳۶/۵۸ درصد، مناطق آبی در منطقه‌ی A به میزان ۳/۰۴ درصد و در منطقه‌ی B به میزان ۱/۷۸ درصد، و مناطق بایر در منطقه‌ی A به میزان ۱۵/۳۷ درصد و در منطقه‌ی B به میزان ۷/۹۹ درصد، در طی این ۴۷ سال دچار تغییر شده‌اند.

نتیجه‌ای که از درصد رشد جنگل‌های مانگرو می‌توانیم بگیریم این است که این نرخ رشد معادل پتانسیل رشد واقعی رویشگاه نیست اما در طول مدت ۴۷ سال 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 دوره‌ی زمانی مورد نظر مثبت بوده است. هر چند که با محافظت بیشتر مناطق و جنگل‌کاری‌های مصنوعی می‌توان به توسعه هر چه بیشتر این جنگل‌های منحصر به فرد در هر دو منطقه مورد بررسی، کمک کرد. با توجه به شکل شماره‌ی (۶) در مناطق مختلف شاهد افزایش و توسعه جنگل‌های مانگرو هستیم. در همین رابطه یک سری مطالعات نیز انجام شده مانند مطالعه‌ای که توسط کارنی^۱ و همکاران در سال ۲۰۱۴ در جنگل‌های حرا در غرب آفریقا انجام دادند و این نتیجه رسیدند که جنگل‌های این منطقه نیز با روند کاهشی مواجه هستند و علت آن را افزایش تقاضا برای استفاده به عنوان سوخت و بی‌ثباتی سیاسی و قاچاق بیان کردند. اوس فرومارد^۲ و راکوتوماو^۳ در سال ۲۰۱۰ در یافته‌های خود بیان کردند که مقدار پوشش گیاهی درختان مانگرو در سال‌های متفاوت نوسان

1- Carney

2- Ois Fromard & Rakotomavo

افزایشی-کاهشی داشته ولی در کل این مقدار ثابت در نظر گرفته شده که به علت رفتار هیدرولوژیکی و رسوب رودخانه، مکانیسم جانمایی و فعالیت‌های انسانی است. در ایران هم تقوی مقدم و قنواتی در سال ۱۳۸۵ مانند نتایج همین پژوهش به این نتیجه رسیدند که مقدار پوشش گیاهی افزایش پیدا کرد که این افزایش در ارتباط با افزایش بار رسوبی رودخانه‌های شور و رود کل می‌باشد. مقاله حرا خورخوران پطروسیان و همکاران در سال ۱۳۹۵ در مطالعه خود به پیش‌بینی مناطق مستعد توسعه جنگل‌های حرا در پهنه‌ی ساحلی استان هرمزگان با توجه به ویژگی‌های دریاشناختی پرداختند و به این نتیجه رسیدند که بخش شرقی پهنه ساحلی خلیج فارس و بخش غربی پهنه ساحلی دریای عمان مناسب‌ترین مناطق جهت توسعه حرا است. در مطالعه دیگری که توسط بی‌همتا و همکاران در سال ۲۰۱۹ در محدوده قشم انجام شده به این نتیجه رسیدند که بین سال‌های ۱۹۸۵ تا ۱۹۹۸ جنگل‌های مانگرو کاهشی در حدود ۴ درصد داشته‌اند اما بین سال‌های ۱۹۹۸ تا ۲۰۱۷ با افزایشی در حدود ۸/۹ درصد همراه بوده است، که با نتایج این پژوهش نیز همخوانی دارد. با مقایسه‌ی نتایج حاصل از روند افزایشی و کاهشی جنگل‌های مانگرو با منحنی‌های منطبق با متوسط میزان جزر و مد و ویژگی‌های مورفولوژیک منطقه به این نتیجه می‌رسیم که محدوده‌ی مورد مطالعه از بابت ویژگی‌های هیدرودینامیک دریا مانند متوسط میزان جزر و مد منطقه و گستردگی پهنه‌ی آبرگیری، میزان ارتفاع امواج و مورفولوژی ساحلی مانند شیب و رسوب‌ها و آب ورودی به مناطق از رودخانه‌ی حسن‌لنگی و رودخانه‌های گز و پتاسیل بسیار بالایی برای توسعه‌ی هر چه بیشتر جنگل‌های مانگرو دارد. نتایج حاصل از این تحقیق می‌تواند با فراهم آوردن اطلاعات دقیق در خصوص پیشروی و یا پسروی مانگروها در بخش‌های ساحلی مختلف، کمک چشمگیری به اجرای اقدامات حفاظتی و احیاء مانگروهای ایران کند.

۵- منابع

- Alongi, D.M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29: 331-349.
- Andariyani, S. (2014). Application of remote sensing techniques and geographic information system in the study of land use changes and its impact on river flow (Case study: Sufi Chay), Master Thesis, *Faculty of Geography and Planning*, University of Tabriz.
- Anderson, G.P., Felde, G.W., Hoke, M.L., Ratkowski, A.J., Cooley, T.W., Chetwynd, J.H., Jr., Gardner, J.A., Adler-Golden, S.M., Matthew, M.W., Berk, A. (2002). MODTRAN4-based atmospheric correction algorithm: FLAASH (fast line-of-sight atmospheric analysis of spectral hypercubes). In Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery VIII (Proceedings of SPIE); Shen, S.S., Lewis, P.E., Eds.; *Society of Photo Optics*: Orlando, FL, USA, pp. 65–71.
- Arekhi, S., Adibnejad, M. (2011). Efficiency assessment of the of Support Vector Machines for land use classification using Landsat ETM+ data (Case study: Ilam Dam Catchment), *Iranian Journal of Rangeland and Desert Research*, NO3, pp. 440-420.
- Asghari, S., Poorahmad, M. (2016). Identification and extraction of changes in Zarrineh River between 1989 and 2014 using satellite image processing, *Journal of Hydrogeomorphology*, No:5 1-16.
- Behruzi rad, B. (1998). Characteristics and importance of important international wetlands on the shores of the Persian Gulf with emphasis on Kolahi and Tiab, *Jornal of Environmental*, 25: 49-57.
- Blasco, F., M. Aizpuru and C. Gers. (2001). Depletion of Mangrove of continental Asia. *Wetland Ecol. Manag.* 9: 245-256.
- Boschetti, L., Stephane, Flasse, p. and Pietro, A. Brivio. (2004). Analysis of the conflict between omission and commission in low spatial resolution dichotomic thematic products: The Pareto Boundary, *Remote Sensing of Environment*, 91: 280–292.
- Chavez, p. (1996). "Image-based atmospheric corrections - Revisited and improved", *Photogram. Eng. Remote Sensing*, 62: 1025–1036.
- Carney, J., Gillespie, T. W. and Richard Rosomoff R. (2014). Assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem: 1986–2010. *Geoforum*, 53: 126–135.
- Congalton, R. G., Green, K. (1999). Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices, Boca Raton: *Lewis Publications*.
- Danehkar, A. 2001. Mangroves forests zonation in Gaz and Harra international wetlands. The Environment Scientific Quarterly Journal, 34: 43-49. Danehkar, A., 1998, Sensitive marine regions of Iran, *Journal of Environmental*, 24: 28-38.

- Dehghan, M. (2008). Potential mapping of mangrove forests of the Gheshm Island using GIS, Master Thesis in Forestry, *University of Kordestan*, p. 57.
- Dolan, R., Fenster, M.S. and Holme, S.J. (1991). Temporal analysis of shoreline recession and accretion. *Journal of Coastal Research*, 7: 723-744.
- Duke, N.C. (1992). Mangrove Floristics and Biogeography, In: Tropical Mangrove Ecosystems, A.I. Robertson & D. M. Alongi (eds.), *American Geophysical Union*. Washangton, D. C. (USA).
- Ellison, J.C. and Zouh, I. (2012). Vulnerability to Climate Change of Mangroves: Assessment from Cameroon, Central Africa. *Biology*, 1: 617-638.
- Ethnobiology, Socio-economic and management of mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, 89: 220-236.
- Fatemi, B., Rezaee, Y. (2012). Fundamentals of Remote Sensing, Tehran, *Azadeh Publications*.
- Gandini, M. L., Usunoff, E. J. (2004). SCS curve number estimation using remote sensing NDVI in a GIS environmental, *Environmental Hydrology*, (12): 168-179.
- Gang PO, Agatsiva J L. (1992). The current status of mangroves along the Kenyan coast: a case study of Mida Creek mangroves based on remote sensing. In: *The Ecology of Mangrove and Related Ecosystems*. Springer: 29-36.
- Gilman, E., Ellison, J. and Coleman, R. (2007). Assessment of mangrove response to projected relative sea-level rise and recent historical reconstruction of shoreline position, *Environmental Monitoring Assessment*, 124: 112-134.
- Jensen JR, Lin H, Yang X, Ramsey III E, Davis BA, Thoemke CW. 1991. The measurement of mangrove characteristics in southwest Florida using SPOT multispectral data. *Geocarto International*, 6(2): 13-21.
- Kaplowitz, M.D. (2001). Assessing mangrove products and services at the local level: the use of focus groups and individual interviews. *Landscape and Urban Planning*, 56: 53-60.
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T. and Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. *Aquatic Botany*, 89: 201-219.
- Kolios, S., Stylios, C. D. (2013). "Identification of land cover land use changes in the greater area of the Preveza peninsula in Greece using Landsat satellite data", *Applied Geography*, 40: 150-160.
- Lucas, R.M., Ellison, J.C., Mitchell, A., Donnelly, B., Finlayson, M. and Milne, A.K. (2002). Use of stereo aerial photograp hy for quantifying changes in the extent and height of mangroves in tropical Australia, *Wetlands Ecology and Management*, 10: 159-173.
- Mantero, P., Moser, G., Serpico, S. B. (2005), "Partially supervised classification of remote sensing images through SVM-based probability density estimation", *IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing*, 43: 559-570.

- Mehrabian, A., Naqinezhad, A., Mahiny, A.S., Mostafavi, H., Liaghati, H. and Kouchekzadeh, M. (2008). Vegetation mapping of the Mond Protected Area of Bushehr Province (South - west Iran). *Journal of Integrative Plant Biology*, 51: 251-260.
- McIvor, C.C., Ley, J.A. and Bjork, R.D. (1997). Changes in freshwater inflow from the Everglades to Florida Bay including effects on biota and biotic processes: a review. Everglades: the ecosystem and its restoration. St. Lucie Press, *Delray Beach*, 117-146.
- Mirzapoor, H., Haghizade, A., Tahmasebipoor, N., Zeinivand, H. (2019). Predicting Land Use Change Using Auto-Markov Cell Model in Lorestan Badavaran Watershed, *Journal of Hydrogeomorphology*, No: 20 79-99.
- Nitze, A., Schulthess, B., Asche, H. (2012). Comparison of machine Learning algorithms random forest, artificial neural network and support vector Machine to maximum Likelihood for supervised crop type classification", Proceedings of the 4th Gambia, *Rio de Janeiro Brazil*, pp 35-40.
- Noori, R., Abdoli, M. A., Ameri, A., Jalili-Ghazizade, M. (2008). "Prediction of municipal solid waste generation with combination of support vector machine and principal component analysis: A case study of Mashhad, *Environmental Progress and Sustainable Energy*, 28 (2): 249-258.
- Rakotomavo, A. and Ois Fromard F. (2010). Dynamics of mangrove forests in the Mangoky River delta, Madagascar, under the influence of natural and human factors, *Forest Ecology and Management*, 259: 1161-1169.
- Rao, S., Sharma, A. (2013). Cost parameter analysis and comparison of linear Kernel and Hollinger Kernel mapping of SVM on image retrieval and effects of addition of positive images, *International Journal of Computer Applications*, 73 (2): 5-12.
- Roy, P. S., Sharma, K. P., Jain, A. (1996). Stratification of density in dry deciduous forest usingsatellite remote sensing digital data-An approach based on spectral indices, *J. Biosci*, 21: 723-734.
- Rahman M, Csaplovics E, Koch B. (2005). An efficient regression strategy for extracting forest biomass information from satellite sensor data, *International Journal of Remote Sensing*, 26(7): 1511-1519.
- Safaesna, H. (2001). Investigating the structure of mangrove forests on Mardo Island, Bachelor's thesis, *Yazd University*.
- Shalkoff, R. J. (1997). *Artificial Neural Networks*, McGraw-Hill Companies Pub, New yourk.
- Tamin, N.M., Zakaria, R., Hashim, R. and Yin, Y. (2011). Establishment of *Avicennia marina* mangroves on accreting coastline at Sungai Haji Dorani, Selangor, Mzalaysia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94: 334 -342.
- Shearman, P.L. (2010). Recent change in the extent of mangroves in the northern Gulf of Papua, P apua New Guinea. *Ambio*, 39: 181-189.

- UNEP-WCMC. (2006). In the Front Line: Shoreline Protection and Other Ecosystem Services from Mangroves and Coral Reefs. UNEP-WCMC, *Cambridge*, 33p.
- Valiela, I., J. L. Bowen and J.K. York. (2001). Mangrove Forest: One of the World's threatened Major Tropical Environments. *BioScience*, 51: 807-815.
- Vapnik, V. N., (1999). The nature of statistical Learning theory, Second Edition, New York: *Springer-Verlag*.
- Walters, B.B., Rönnbäck, P., Kovacs, J.M., Crona, B., Hussain, S.A., Badola, R. and Dahdouh - Guebas, F. (2008). Ethnobiology, socio-economic and management of mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, 89: 220-236.