

تحلیل هیدرودینامیک دریا و مورفولوژی ساحلی در ارتباط با تغییرات گستره جنگل‌های مانگرو (مطالعه موردی: غرب تنگه هرمز)

فاطمه پرهیزکار* - دانشجوی دکتری دانشکده جغرافیا و برنامه ریزی، دانشگاه تبریز.
معصومه رجیبی - استاد دانشکده جغرافیا و برنامه ریزی، دانشگاه تبریز.
مجتبی یمانی - استاد دانشکده جغرافیا، دانشگاه تهران.
داوود مختاری - استاد دانشکده جغرافیا و برنامه ریزی، دانشگاه تبریز.

پذیرش مقاله: ۱۳۹۹/۰۸/۱۳ تأیید نهایی: ۱۴۰۰/۰۳/۱۱

چکیده

جنگل‌های مانگرو موهبت‌های طبیعی با ارزشی هستند که در بعضی از نقاط جهان و از جمله در ایران وجود دارند. و با توجه به عوامل تهدید این جنگل‌ها و روند رو به کاهش آن‌ها در جهان و همچنین در ایران، مدیریت و نظارت بر آن‌ها بسیار مهم است. هدف این پژوهش بررسی تغییرات جنگل‌های مانگرو و ارتباط این تغییرات با هیدرودینامیک دریا و مورفولوژی ساحلی در فاصله بین جزیره قشم و از رود مهران تا بندر پل طی بازه زمانی ۴۷ ساله 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 با ضریب کاپا ۰/۹۷ و صحت کلی ۹۸، برای تهیه نقشه طبقه‌بندی تمام تصاویر انتخاب شد. نقشه‌ها برای سال‌های ۱۹۷۲، ۱۹۸۷، ۲۰۰۲ و ۲۰۱۹ با صحت کلی برابر با ۹۲/۴۰، ۹۲/۴۰، ۹۶/۶۲ و ۹۸ و همچنین ضریب کاپا نیز به ترتیب ۰/۸۹، ۰/۹۰، ۰/۹۵ و ۰/۹۷ برآورد شدند. نتایج نشان می‌دهد که از سال‌های ۱۹۷۲ تا ۱۹۸۷ این جنگل‌ها روند کاهشی داشته اما پس از این دوره گسترش آنها آغاز شده است. این مناطق شامل، جنگل‌های مانگرو مردو، خور موریز دراز، خور هفت برم، جنگل‌های مانگرو در جنوب بندر لافت، همچنین جنگل‌های مانگرو بین اسکله طبل، ملکی و گورزین می‌شوند. با مقایسه نتایج حاصل از روند افزایشی و کاهشی جنگل‌های مانگرو با منحنی‌های منطبق با متوسط میزان جزر و مد و ویژگی‌های مورفولوژیک منطقه این نتیجه به دست می‌آید که محدوده مورد مطالعه از بابت ویژگی‌های هیدرودینامیک دریا، مانند متوسط دامنه جزرومد و گستردگی پهنه جزرومدی، ارتفاع امواج و مورفولوژی ساحلی مانند شیب و داده‌های رسوبی و آب ورودی رودخانه مهران، پتانسیل بالاتری برای توسعه هر چه بیشتر جنگل‌های مانگرو دارد.

واژگان کلیدی: جنگل مانگرو، هیدرودینامیک دریا، مورفولوژی ساحلی، شرق تنگه هرمز.

مقدمه

جنگل‌های مانگرو یکی از اکوسیستم‌های بسیار ممتاز مناطق گرمسیری و نیمه گرمسیری با خصوصیات پناهگاهی در مناطق بین جزر و مدی هستند که از دوران باستان توجه طبیعت شناسان را به خود جلب نموده‌اند (سانجر^۱، ۲۰۰۲؛ دی لاگردا^۲، ۲۰۰۲). اهمیت اکولوژیک جنگل‌های مانگرو بیش از آن است که تا کنون شناخته شده است. این جنگل‌ها سیمای ویژه مناطق ساحلی گرمسیر و نیمه گرمسیری هستند و به نحوه مؤثری بر محیط‌های استقرار خود تأثیر گذارند. سیستم ریشه‌ای آن‌ها باعث پایداری رسوبات می‌شود و اجتماعات آن‌ها انرژی امواج را کاهش می‌دهد و در مقابل، زیستگاه و پناهگاه برای شمار زیادی از موجودات زنده ایجاد می‌کند (رودرینگز و فلر^۳، ۲۰۰۴). ارزش اقتصادی سالانه مانگروها جهت حفاظت از سواحل و فراهم آوردن خدمات بوم شناختی حدود دویست هزار تا نهصد هزار دلار در هکتار است (ولز و همکاران^۴، ۲۰۰۶).

گزارشات فراوانی مبنی بر کاهش جنگل‌های مانگرو در جهان وجود دارد، با این وجود در برخی از نقاط جهان افزایش جنگل‌های مانگرو ثبت گردیده است و از آن جمله می‌توان به مطالعات احمد و عبدالحمید^۵ در سال ۲۰۰۷ اشاره کرد. جنگل‌های مانگرو موهبت‌های طبیعی با ارزشی هستند که در بعضی از نقاط جهان و از جمله در کشور ما وجود دارند. از دلایل فشارهای روزافزون روی مانگروهای ساحلی می‌توان به افزایش جمعیت انسانی و در نتیجه کاهش نواحی جنگلی مانگرو، افزایش فرسایش ساحلی، خسارات ناشی از طوفان، کاهش تنوع زیستی، کاهش تولید مثل ماهی و در بلند مدت کاهش تولید مثل موجودات آبی اشاره کرد که باید بخاطر نسل حاضر و آتی تحت مدیریت قرار گیرند. جنگل‌های مانگرو در ردیف بارورترین اکوسیستم‌های ساحلی قرار دارند و خدمات اکولوژیک ارزنده‌ای نظیر حفاظت ساحل در برابر فرسایش، ایجاد زیستگاه برای جانداران و پشتیبانی زنجیره غذایی دریا، ایجاد چشم‌انداز، تأمین چوب صنعتی، تأمین مواد دارویی، جذب سیلاب، استخراج نمک و منابع تفریحی برای مردم جهان فراهم می‌آورد (دانه‌کار، ۱۳۷۴). فعالیت‌های انسانی نه تنها به طور مستقیم، بلکه به طور غیر مستقیم نیز بر این زیستگاه‌ها اثرگذار می‌باشد به عنوان مثال، بالا رفتن آب دریا (فورکوال و بابا^۶، ۲۰۰۰). ارتباط مستقیمی بین تغییرات اقلیمی و اکوسیستم‌های مانگرو از طریق تغییر در سطح تراز دریا وجود دارد. سیل گرفتنی تنها یک اثر آن است. به محض بالا رفتن آب دریا، فرسایش ساحلی و شدت جریان‌های ساحلی افزایش خواهد یافت و خطوط ساحلی به عقب کشیده خواهند شد. بالا آمدن سطح آب دریا موجب عقب کشیدن جنگل‌های مانگرو در بسیاری از مناطق می‌شود، اما متأسفانه در برخی مناطق سکونتگاه‌های انسانی به عنوان سد و مانعی در جلوی حرکت آن‌ها می‌باشد و فاکتوری محدود کننده محسوب می‌شود. بالا آمدن سطح آب دریا برای بسیاری از مانگروها مخرب است که مانگروهای جزیره‌ای از این جمله‌اند (دوک و همکاران^۷، ۲۰۰۷). خصوصاً اکوسیستم‌های جزیره‌ای مانگرو با ارتفاع کم و مناطقی که رسوب کمی دارند بیشترین آسیب پذیری را در مقابل بالا آمدن آب دریاها دارند. اکوسیستم‌هایی که رسوب زیادی دارند اجازه می‌دهند به مانگروها تا به سمت خشکی حرکت کنند و به این ترتیب از اثر بالا آمدن سطح آب دریاها کاسته می‌شود (ملد رودنی^۸، ۲۰۰۶). جنگل‌های حرا در ایران (که محدوده مورد مطالعه شامل جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان می‌باشد) در ردیف اجتماعات درختان غیر صنعتی و حفاظتی قرار دارند و بهره‌برداری از این اجتماعات در قالب برداشت سرشاخه برای تعلیف دام، زنبورداری، صید آبیان و استفاده تفریحی صورت می‌گیرد. همچنین این رویشگاه در

1- Saenger

2- De Lacerda

3- Rodringuez & Feller

4- Wells

5- Ahmed & Abdel-Hamid

6- Furukawal & Baba

7- Duke

8- Mcleod Rodney

معرض برخی از تهدیدات دیگر از جمله توسعه راه‌ها، استقرار نامناسب صنایع، استفاده بدون ظرفیت‌یابی و طرح‌ریزی تفریحی (دانه‌کار، ۱۳۷۷)، توسعه استخرهای برداشت نمک، تردد شناورهای سنتی صیادی و تجاری، آلودگی نفتی، حضور گونه‌های بیگانه (اتنگاماکو و همکاران^۱، ۲۰۰۸). قطع یکپارچه درختان برای استخراج سوخت، ایستگاه‌های پرورش میگوی احداث شده در مجاورت جنگل‌های مانگرو که علاوه بر تغییر در شرایط هیدرولوژیک منطقه پساب خود را نیز به این جنگل‌ها وارد می‌سازند، می‌باشند (عرفانی و همکاران، ۱۳۸۹). در مجموعه جنگل‌های مانگرو به علت فقدان ساز و کارهای زیست محیطی حفاظتی در معرض تهدید قرار دارند (دانه‌کار، ۱۳۷۷). و با توجه به عوامل تهدید این جنگل‌ها و روند رو به کاهش آن‌ها در جهان و همچنین در ایران مدیریت و نظارت بر آن‌ها بسیار مهم است. آنچه که در راستای مدیریت اکوسیستم‌های طبیعی از جمله جنگل مانگرو تأخیر و خلل ایجاد می‌کند در دسترس نبودن اطلاعات به‌هنگام و دقیق جهت مدیریت بهتر مانگروها می‌باشد. بنابراین در برنامه‌ریزی و مدیریت بهینه منابع طبیعی و محیط زیست، آگاهی از نسبت تغییرات پوشش گیاهی و کاربری اراضی و عوامل ایجاد کننده آن از ضروریات محسوب می‌شود. در این زمینه داده‌های سنجش از دور (جنسن^۲، ۲۰۰۷). به خصوص داده‌های ماهواره‌ای برای مطالعه تغییرات پوشش در کوتاه‌ترین زمان، با کم‌ترین هزینه و بیش‌ترین دقت از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند (لجومی و ام دی سعید^۳، ۲۰۰۹). در مقیاس منطقه‌ای، وسعت و ویژگی‌های مانگروها تحت تأثیر عوامل متعدد و پیچیده‌ای همچون موقعیت قرار گیری مانگرو، ویژگی‌های بارش و اقلیمی، رژیم هیدرولوژیکی، تراز دریا، دینامیک رسوب و نرخ رسوبگذاری است (گیلمن^۴ و همکاران، ۲۰۰۷؛ پالینگ^۵ و همکاران، ۲۰۰۷؛ الونگ^۶، ۲۰۰۸). تغییر در هر یک از فاکتورهای نامبرده بر روی الگوی فضایی و ساختار جوامع زنده در مانگرو مؤثر است. در واقع توسعه مانگروها، در ارتباط با توزیع رسوب از بالادست بوده و به‌طور کلی از تأثیر دریایی خارج می‌شوند، زیرا جریانات سیلابی و رودخانه‌ای آب شیرین در این منطقه وجود دارد (تام^۷، ۱۹۸۴). توزیع گونه‌های مانگرو، بازتاب پاسخ اکولوژیکی گیاهان به یک سری از عوامل زیست محیطی می‌باشد. این دیدگاه به طور فزاینده پذیرفته شده که الگوی توزیع و فراوانی مانگرو از تجمع گل و لای ناشی از جریان آب شیرین حوزه آبخیز بالادست تبعیت می‌کند، که خود منجر به استقرار سریع و رشد پیوسته می‌شود (تام، ۱۹۶۷). این جنگل‌ها در برابر افزایش فشارهای بشر، توالی پس رونده را برمی‌گزینند، بنابراین مدیریت و حفاظت پایدار مانگروها در نواحی ساحلی بسیاری از کشورها از اولویت بالایی برخوردار است (مگی و همکاران^۸، ۲۰۰۰).

وقوع این تنش‌ها و آشفتگی‌های 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^۹، ۲۰۰۱؛ مهرابیان^{۱۰} و همکاران، ۲۰۰۸). این امر اهمیت بررسی روند کاهش یا افزایش مانگروها را برای کمک به برنامه‌ریزی و اجرای اقدامات حفاظتی و احیاء مانگروهای ایران نشان می‌دهد. ضروری است روند تغییرات سطح رویشگاه در زمان‌های مختلف با بررسی علت این کاهش یا افزایش مورد بررسی قرار گیرد، تا با آشکار شدن نواحی که بیش‌تر در معرض تهدیدات قرار دارند، روند کاهش تخریب آن‌ها در طول زمان آشکار

1 - OtengAmoako

2 - Jensen

3 - Letchumy and MdSaid

4 - Gilman

5 - Paling

6 - Along

7 - Thom

8 - Maguire

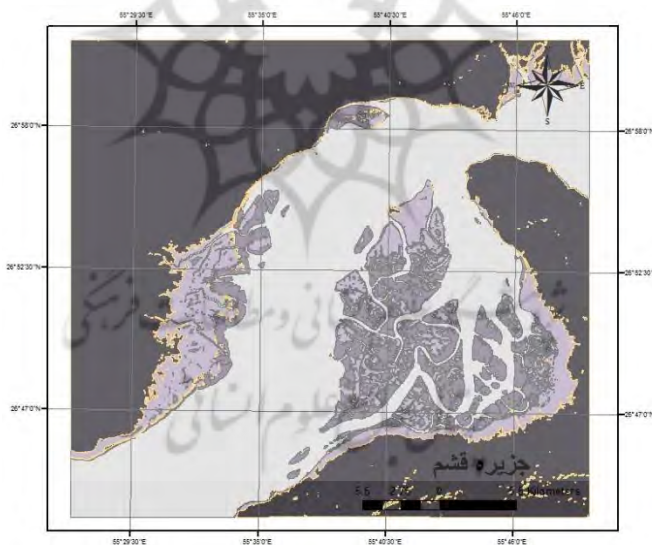
9 - Danehkar

10 - Mehrabian

شود. لذا هدف این پژوهش بررسی تغییرات گستره جنگل‌های مانگرو غرب تنگه هرمز با اتکا به عوامل تأثیر گذار بر آنها مانند عوامل هیدرودینامیک دریا و مورفولوژی ساحلی می‌باشد.

منطقه مورد مطالعه

منطقه حفاظت شده حرا و تالاب بین‌المللی خورخوران مجموعه جنگل‌های درختان سرسبز ساحلی مانگرو یا حرا است که در حوالی جزیره قشم، بندر پل، جزیره هرمز و بندر خمیر در استان هرمزگان قرار دارد. ذخیره‌گاه حرا تنها منطقه حفاظت شده از جنگل‌های مانگرو در حاشیه شمالی خلیج فارس و دریای عمان بوده که بیشترین تراکم پوشش را نیز در همین منطقه دارد. این ذخیره‌گاه بین طول جغرافیایی ۵۵ درجه و ۲۱ دقیقه تا ۵۵ درجه و ۵۰ دقیقه شرقی و ۲۶ درجه و ۴۱ دقیقه تا ۲۶ درجه و ۵۹ دقیقه عرض شمالی و در فاصله بین جزیره قشم، در خلیج فارس و ساحل سرزمینی ایران قرار دارد و جزء محدوده استان هرمزگان می‌باشد. نزدیک‌ترین نقطه جزیره قشم یعنی بندر لافت تا ساحل بندر خمیر در شمال غرب ذخیره گاه حدود یک کیلومتر است که تنگه خوران را به وجود آورده است (مجنونیان و میراب زاده، ۱۳۸۱). منطقه حفاظت شده حرا که یکی از جنگل‌های پنج‌گانه استان هرمزگان در شمال غرب جزیره قشم یکی از ۱۲ ذخیره‌گاه زیست‌کره در ایران است. تالاب مذکور در سال ۱۹۷۵ میلادی در کنوانسیون رامسر ثبت رسید. تالاب مذکور در درون خوری وسیع، جزایر لجنی پست، جنگل‌های حرا، لجن‌زارهای بین جزر و مدی و خورهای کوچک قرار گرفته که بزرگ‌ترین اکوسیستم جنگلی حرا در ایران را تشکیل می‌دهند. جنگل‌های حرا در اطراف چندین جزیره گلی پست در مقابل دهانه رود مهران بیشترین توسعه را دارند. اقلیم منطقه حاره‌ای تا نیمه حاره‌ای است.



شکل ۱: موقعیت منطقه مورد مطالعه

مواد و روش

در این پژوهش در گام نخست در منطقه 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 منطقه مورد مطالعه در اختیار بود، محدوده مورد مطالعه مشخص و مرزهای آن بسته شدند. نرم‌افزارهای مورد استفاده در این پژوهش Arc GIS 10/5، ENVI 5/3، Excel و Google Earth می‌باشند. در این پژوهش تصاویر ماهواره‌ای

لندست ۱، ۵، ۷ و ۸ استفاده شده است. انتخاب سال‌ها بر اساس پراکنش مناسب در طول دوره زمانی مورد نظر است (دولان^۱ و همکاران، ۱۹۹۱؛ الیسون و زو^۲، ۲۰۱۲) (جدول ۱).

جدول ۱: سنجنده و بازه زمانی مورد مطالعه

ردیف	گذر	تاریخ تصویربرداری	سنجنده	تصاویر ماهواره‌ای
۴۱	۱۷۲	۱۹۷۲/۱۱/۱۱	MSS	لندست ۱
۴۱	۱۶۰	۱۹۸۷/۱۱/۱۶	TM	لندست ۵
۴۱	۱۶۰	۲۰۰۲/۱۱/۱۷	ETM+	لندست ۷
۴۱	۱۶۰	۲۰۱۹/۱۱/۰۸	OLI	لندست ۸

بعد از انتخاب تصاویر برای انجام پردازش‌های مورد نظر، 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^۳، 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^۴، ۲۰۰۴: ۱۶۹)، شاخص خاک بایر Bi (روی^۵ و همکاران، ۱۹۹۶: ۷۲۶) و تحلیل مؤلفه اصلی PCA (نوری^۶ 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 این که 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 مرحله انجام گردید. به طوری که مرحله اول برای آموزش مدل‌های مورد استفاده در محیط نرم افزار 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 نرم افزار Google earth نیز برای نقطه‌های کنترل کمک گرفته شد. تفکیک پذیری تمام کلاس‌ها مابین ۲-۱/۹ بوده است که هر چقدر عدد به دست آمده به ۲ نزدیک‌تر باشد، نشان دهنده تفکیک‌پذیری بیشتر میان کلاس‌ها است و هر چه به صفر نزدیک‌تر باشد، نشان دهنده کاهش تفکیک پذیری است.

ارزیابی نظارت شده با روش حداکثر احتمال: MLC^۷ 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^۸ تقریباً شبیه شبکه‌های عصبی بوده که با استفاده از یک تابع کرنل سیگموئیدی، معادل شبکه عصبی پرسپترون دو لایه‌ای می‌باشد (رائو^۹، ۲۰۱۳: ۵). به عبارتی این تابع داده‌های آموزشی را

1 - Dolan

2 - Ellison and Zouh

3 - Chavez

4 - Gandini & Usunoff

5 - Roy

6 - Noori

7 - Maximum Likelihood classification

8 - Support Vector Machine classification

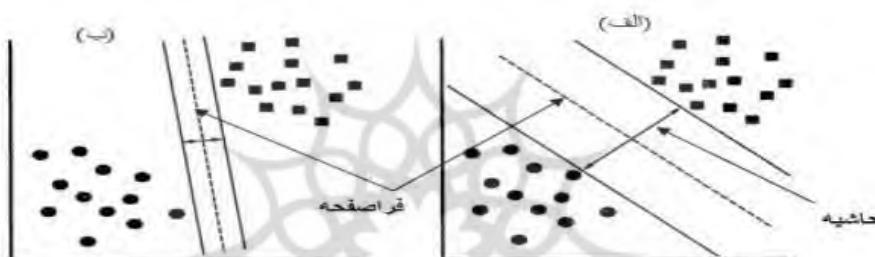
9 - Rao

که به صورت غیرخطی در فضای چند بعدی با استفاده از تابع کرنل طرح ریزی می‌شود را در یک مجموعه داده به صورت خطی از هم جدا از هم جدا می‌کند که نتیجه آن طبقه‌بندی خطی بین داده‌ها می‌باشد (واپنیک^۱، ۱۹۹۹: ۱۳۱). ویژگی اصلی این روش توانایی بالا در استفاده از نمونه‌های نعلیمی کم‌تر و رسیدن به دقت بالاتر نسبت به روش‌های قبلی می‌باشد (مانترو^۲ و همکاران، ۲۰۰۵: ۵۶۰). این طبقه‌بندی کننده به صورت باینری عمل کرده و دو کلاس را با استفاده از یک فرآیند از هم جدا می‌کند (سریواستا^۳، ۲۰۰۹: ۲)، شکل (۳). برای تعریف نحوه قرار گیری این صفحه از کرنل‌هایی استفاده می‌گردد که در این مطالعه از کرنل چند جمله‌ای استفاده گردیده است (رابطه ۱).

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

X_i, X : مجموعه‌ای از داده‌های آموزشی، g : گاما؛ یک پارامتر تعریف شده توسط کاربر به عنوان عرض کرنل، d : درجه چند جمله‌ای، T : اریب یا تمایل و T : ماتریس واحد.

در این کرنل از پارامتری به عنوان پهنالی برای بهبود خطای طبقه‌بندی استفاده می‌شود که افزایش آن تا حدی باعث کم شدن خطای طبقه‌بندی می‌شود. همچنین از یک مقدار به عنوان آستانه تحریک (بایاس) استفاده شده است.



شکل ۲: جداسازی فرا صفحه با بیش‌ترین حاشیه (الف) و کم حاشیه (ب)

طبقه بندی نظارت شده با روش شبکه عصبی (ANN^4): در اکثر طبقه‌بندی‌ها شبکه‌های عصبی پرسپترون سه لایه با توجه به کاربرد زیاد آن مورد استفاده قرار می‌گیرد. شبکه عصبی مصنوعی از مجموعه‌ای از نرون‌ها و واحدهای محاسبه کننده که با یک روش منطقی به هم متصل شده‌اند، استفاده می‌کند که لایه ورودی شامل باندهای یک تصویر، لایه دوم به عنوان لایه پنهان و شامل تعدادی گره‌های محاسبه‌گر است. سرانجام لایه سوم، لایه خروجی است که پاسخ شبکه عصبی به بردار الگوی ورودی را فراهم می‌سازد، تعداد نرون در این لایه متناظر با تعداد کلاس‌هایی است که توسط شبکه عصبی باید از هم متمایز داده شود. طبقه‌بندی منطقی ANN برای طبقه‌بندی نظارت شده اعمال می‌شود و با رابطه (۳) قابل بیان است.

$$O_j = 1 / (1 + e^{-\lambda net_j}) \quad (۳)$$

O_j : خروجی برای ورودی j ، λ : شیب تابع تبدیل و net_j : از رابطه (۴) بیان می‌شود.

$$net_j = \sum_i w_{ij} o_i \quad (۴)$$

W_{ij} : وزن داده شده از واحد j تا i و خروجی واحد i (شالکوف^۵، 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.

1 - Vapnik

2 - Mantero

3 - Srivastava

4- Artificial neural network

5 - Shalkoff

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 ۵ قابل بیان می‌باشد.

$$\text{OA} = \frac{\sum_{k=1}^N nkk}{n} * 100 \quad \text{رابطه (۵)}$$

OA: صحت کلی، $\sum_{k=1}^N nkk$: مجموع پیکسل‌های درست طبقه‌بندی شده، n: کل پیکسل‌های طبقه‌بندی شده. با توجه به این‌که برای نهایی نمودن نقشه کاربری اراضی، باید همه شاخص‌های دقت طبقه‌بندی با یک و یا چند شاخص آماری معتبر برآزش داده شود. شاخص کاپا از جمله روش‌های آماری می‌باشد که با رابطه (۵) قابل بیان هست (کنگلتون^۱، ۱۹۹۹: ۴۰).

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^{\Gamma} X_{ii} - \sum_{i=1}^{\Gamma} (X_{io} * X_{oi})}{N^2 - \sum_{i=1}^{\Gamma} (X_{io} * X_{oi})} \quad \text{رابطه (۵)}$$

در این رابطه: k: شاخص کاپا، Γ : تعداد ردیف ماتریس طبقه‌بندی

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 طبقه‌بندی.

در محاسبه ضریب کاپا علاوه بر پیکسل‌هایی که درست طبقه‌بندی شده‌اند؛ پیکسل‌هایی که نادرست طبقه‌بندی شده‌اند نیز دخالت داده می‌شوند، از این رو معیار مناسبی برای مقایسه نتایج طبقه‌بندی مختلف می‌باشد. عملیات پس پردازش نیز شامل ادغام کلاس‌ها می‌باشد که برای گویاتر شدن نقشه کاربری اراضی و حذف تک پیکسل‌ها در طبقات مختلف است، اعمال شد. همچنین از فیلتر اکثریت با کرنل ۳*۳ استفاده شد. در مرحله بعد از روش Change Detection برای آشکار سازی تغییرات و گویا سازی نتایج طبقه‌بندی‌ها استفاده شد. مرحله بعد تبدیل تصویر طبقه‌بندی شده به پلیگون و انتقال به محیط Arc GIS برای مدیریت کلاس‌ها می‌باشد. که البته کلاسی که در اینجا برای ما اهمیت بیشتری دارد، کلاس جنگل‌های مانگرو است که در بازه زمانی ۲۰۱۹-۱۹۷۲ مورد بررسی قرار گرفته است. بعد از اینکه مراحل تغییرات جنگل‌های مانگرو مشخص شد، با کمک نقشه‌های توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰ اقدام به تهیه منحنی میزان‌های ۲ و ۴ متری از محدوده شد و با استفاده از تصاویر DEM منطقه نقشه شیب تهیه شد. همچنین با استفاده از داده‌های جزر و مد نیم ساعته میزان حداقل، حداکثر و متوسط جزر و مد ایستگاه‌های بندر پل، بندر خمیر و ایستگاه گوران محاسبه شد و در آخر این داده‌ها و نقشه‌های تهیه شده برای بررسی پتانسیل توسعه جنگل‌های مانگرو مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌های تحقیق

با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای سطح منطقه به ۴ واحد کاربری تقسیم گردید، این واحدها شامل پهنه آبی، اراضی جزر و مدی، اراضی جنگلی و اراضی بایر می‌باشد. با تعیین و پالایش نمونه‌های تعلیمی تصاویر مربوط به هر تاریخ به صورت

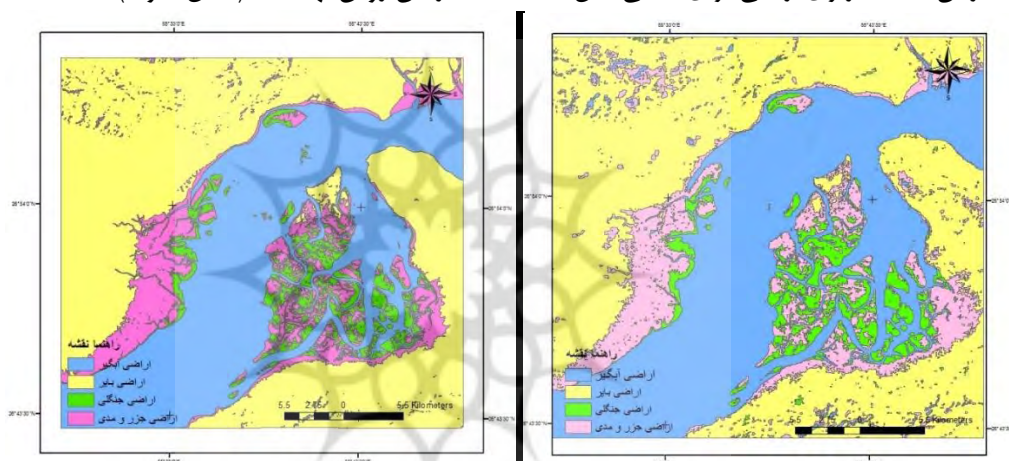
^۱ - Congalton

مجزا به روش‌های حداکثر احتمال، بردار پشتیبان و شبکه 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.

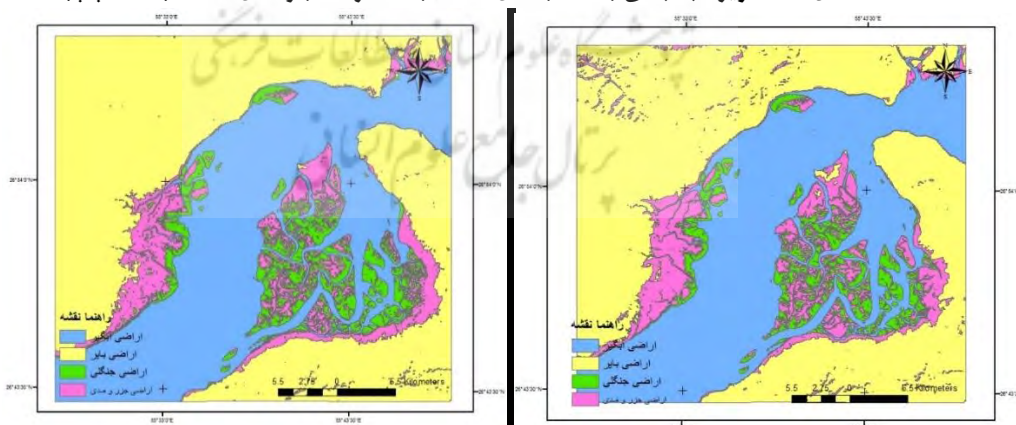
جدول ۲: مقادیر ارزیابی دقت برای روش‌های طبقه‌بندی ANN، SVM،MLC

آماره	MLC	SVM	ANN
دقت کل (درصد)	۹۰	۹۸	۹۳/۹۵
ضریب کاپا (ضریب کاپا)	۰/۸۶	۰/۹۷	۰/۹۱

با توجه به جدول ۱ می‌توان دریافت که روش SVM، بالاترین دقت را در تولید تصاویر کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه داشته است. بنابراین، این روش به عنوان مناسب‌ترین روش برای تهیه کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه، انتخاب شد. بعد از آن نقشه کاربری اراضی برای تمامی سال‌ها با استفاده از این روش تهیه شد (شکل ۲ و ۳).



شکل ۲: تصاویر طبقه‌بندی (SVM) سال ۱۹۷۲ (سمت راست) و سال ۱۹۸۷ (سمت چپ)



شکل ۳: تصاویر طبقه‌بندی (SVM) سال ۲۰۰۲ (سمت راست) و سال ۲۰۱۹ (سمت چپ)

نقشه‌های طبقه‌بندی شده با استفاده از نقاط برداشت شده از طریق GPS و نقاط تعلیمی مشخص شده در نرم افزار Google Earth و بعد با استفاده از دستور Confusion Matrix Using Ground Truth ROIs خطای تولید کننده و خطای امیشن و کمیشن (جدول ۳) و مقدار ضریب کاپا و صحت کلی (جدول ۴) 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 (بوچت^۱ و همکاران، ۲۰۰۴). 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، ۱۹۷۶). صحت کلی در طبقه‌بندی ماشین بردار پشتیبان به ترتیب در سال‌های ۱۹۷۲، ۱۹۸۷، ۲۰۰۲ و ۲۰۱۹ برابر با ۹۲/۴۰، ۹۲/۴۰، ۹۶/۶۲ و ۹۸ می‌باشد. همچنین ضریب کاپا نیز به ترتیب شامل ۰/۸۹، ۰/۹۰، ۰/۹۵ و ۰/۹۷ می‌باشد، که نشان دهنده تأیید و صحت دقت طبقه‌بندی‌های انجام شده برای محدوده مطالعاتی است. همچنین مقادیر به دست آمده نشان داد که نقشه‌های تهیه شده قابلیت شناسایی تغییرات را دارا می‌باشند.

جدول ۳: خطای commission، خطای omission، دقت تولید کننده و دقت کاربر برای نقشه‌های کاربری اراضی

تاریخ	طبقه‌بندی	کلاس	خطای commission	خطای omission	دقت تولید کننده	دقت کاربر
۱۹۷۲	بردار پشتیبان	اراضی آبگیر	۰	۱/۵۶	۹۸/۴۴	۱۰۰
		اراضی جزر و مدی	۵/۵۶	۱۱/۶۹	۸۸/۳۱	۹۴/۴۴
		اراضی جنگلی	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰
		اراضی بایر	۱۸/۷۵	۷/۱۴	۹۲/۸۶	۸۱/۲۵
۱۹۸۷	بردار پشتیبان	اراضی آبگیر	۹/۰۹	۰	۱۰۰	۹۰/۹۱
		اراضی جزر و مدی	۱۳/۲۴	۱۰/۶۱	۸۹/۳۹	۸۶/۷۶
		اراضی جنگلی	۱/۸۵	۱۸/۴۶	۸۱/۵۴	۹۸/۱۵
		اراضی بایر	۴/۸۴	۰	۱۰۰	۹۵/۱۶
۲۰۰۲	بردار پشتیبان	اراضی آبگیر	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰
		اراضی جزر و مدی	۲/۷۸	۹/۰۹	۹۰/۹۱	۹۷/۲۲
		اراضی جنگلی	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰
		اراضی بایر	۱۴/۵۸	۴/۶۵	۹۵/۳۵	۸۵/۴۲
۲۰۱۹	بردار پشتیبان	اراضی آبگیر	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰
		اراضی جزر و مدی	۰	۹/۰۹	۹۰/۹۱	۱۰۰
		اراضی جنگلی	۸/۳۳	۰	۱۰۰	۹۱/۶۷
		اراضی بایر	۰	۰	۱۰۰	۱۰۰

جدول ۴: درصد صحت کلی و ضریب کاپا حاصل از طبقه‌بندی

نوع طبقه‌بندی	تاریخ	صحت کلی بر حسب درصد	ضریب کاپا
بردار پشتیبان	۱۹۷۲	۹۲/۴۰	۰/۸۹
	۱۹۸۷	۹۲/۴۰	۰/۹۰
	۲۰۰۲	۹۶/۶۲	۰/۹۵
	۲۰۱۹	۹۸	۰/۹۷

بر اساس نقشه‌های تهیه شده مساحت هر یک از کلاس‌های کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه که در محیط نرم‌افزار Arc GIS 10.5 استخراج گردید (جدول ۵). همان طور که در این جدول نشان داده شده است مساحت جنگل در سال ۱۹۷۲ برابر با ۷۲۷۲/۹۲ هکتار، برای سال ۱۹۸۷ برابر با ۷۲۵۶/۸۸ هکتار، برای سال ۲۰۰۲ برابر با ۷۷۲۹/۷۴ هکتار و برای سال ۲۰۱۹ برابر با ۹۴۴۵/۶۵ هکتار است، که یک روند کاهشی را از سال ۱۹۷۲ تا ۱۹۸۷ مشاهده می‌کنیم اما پس

¹ - Boschetti

² - Anderson

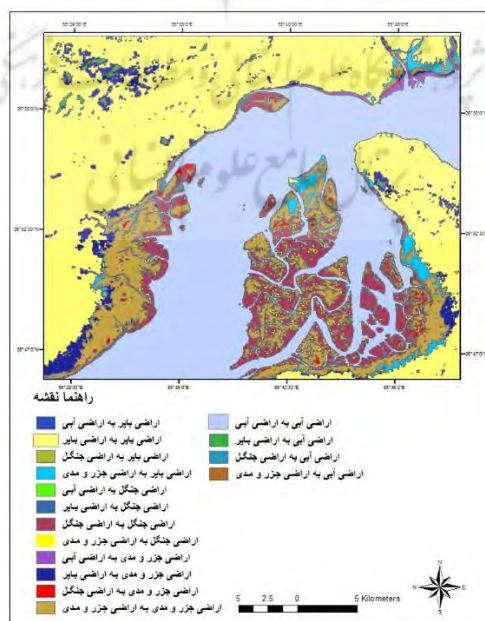
از این سال شاهد روند افزایشی و گسترش جنگل‌های مانگرو هستیم، خصوصاً در سال ۲۰۱۹ که میزان افزایش قابل ملاحظه‌ای را نسبت به سال‌های گذشته مشاهده می‌کنیم. مناطق و اراضی بایر نیز در طی بازه زمانی بین ۱۹۸۷-۱۹۷۲ افزایشی در حدود ۵۴/۱۷۱۰۰ هکتار داشته است که البته این مقدار در سال‌های بعدی با روند کاهشی همراه بوده است. هر چند که این روند کاهش میزان قابل توجهی نبوده است (توضیح در نتیجه گیری که باید از پیشرفت این اراضی و زیاد شدن آن‌ها جلوگیری کرد). مناطق جزر و مدی در کلیه سال‌ها با روند کاهشی همراه بوده است به گونه‌ای که این مقدار در سال ۱۹۷۲ برابر با ۱۸۱۴۴ هکتار بوده اما در سال ۲۰۱۹ به مقدار ۱۳۵۴۳/۸ هکتار کاهش پیدا کرده است. اما پهنه‌های آبی در تمامی سال‌ها گسترش پیدا کرده اند به گونه‌ای که در سال ۱۹۷۲ پهنه آبی مساحتی برابر ۴۳۳۹۹/۶ داشته است در حالیکه در سال ۲۰۱۹ به مقدار ۴۸۴۷۲/۵۶ هکتار رسیده است.

جدول ۵: مساحت کاربری اراضی بر حسب هکتار

کاربری اراضی	سال ۱۹۷۲	سال ۱۹۸۷	سال ۲۰۰۲	سال ۲۰۱۹
پهنه آبی	۴۳۳۹۹/۶	۴۷۳۴۶/۱۲	۴۸۲۶۹/۷۸	۴۸۴۷۲/۵۶
منطق جزر و مدی	۱۸۱۴۴	۱۵۹۹۴/۴۷	۱۳۸۶۰/۵۶	۱۳۵۴۳/۸
جنگل	۷۲۷۲/۹۲	۷۲۵۶/۸۸	۷۷۲۹/۷۴	۹۴۴۵/۶۵
اراضی بایر	۵۸۲۰۲/۲۸	۷۵۳۰۲/۷۹	۷۴۴۸۷/۰۵	۷۳۸۶۴/۵۹

تغییرات جنگل‌های مانگرو طی ۴۷ سال اخیر

همچنین روش مقایسه پس از طبقه‌بندی می‌تواند نوع و ماهیت تغییرات را معین کند. که در راستای این هدف نقشه تغییرات کاربری اراضی منطقه با استفاده از روش (Change Detection) (Thematic Change Workflow) برای آشکار سازی تغییرات و گویا سازی نتایج طبقه‌بندی‌ها استفاده شد. شکل ۶ نقشه تهیه شده با استفاده از روش مذکور برای سال‌های ۱۹۷۲ تا ۲۰۱۹ را نشان می‌دهد.



شکل ۴: نقشه تغییرات کاربری و پوشش اراضی، سال‌های ۲۰۱۹-۱۹۷۲

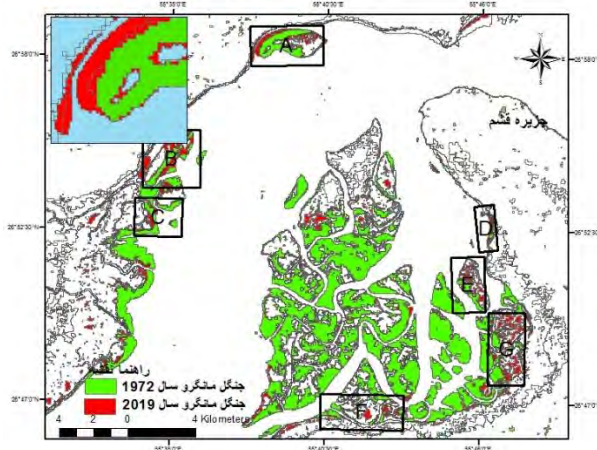
همچنین با استفاده از روش Change Detection Statistics درصد تغییرات در این سال‌ها اندازه‌گیری شد (جدول ۶). همانطور که در جدول ۶ قابل مشاهده است جنگل‌های مانگرو در طول این ۴۷ سال به میزان ۱۹/۹۱ درصد افزایش داشته‌اند. و میزان تغییرات جنگل‌های مانگرو در مقایسه با دیگر کاربری‌ها را می‌توان در شکل شماره ۵ به صورت نمودار مشاهده کرد. همچنین میزان افزایش جنگل‌های مانگرو طی ۴۷ سال اخیر را می‌توان در شکل شماره ۶ مشاهده کرد، که بخش‌های قرمز رنگ میزان افزایش این جنگل‌ها را به صورت کیفی نشان می‌دهند.

جدول ۶: میزان تغییرات کاربری اراضی طی ۴۷ سال اخیر بر حسب درصد

کاربری‌ها	اراضی جزر و مدی	اراضی بایر	اراضی آبگیر	اراضی جنگلی	مجموع کاربری سال ۱۹۷۲
اراضی جزر و مدی	۵۵/۵۰	۴/۱۹	۶۸/۰	۷/۹۰	۱۰۰
اراضی بایر	۶/۵۵	۰/۲۲	۹۵/۸۷	۶/۴۶	۱۰۰
اراضی آبگیر	۱۲/۰۵	۰/۲۶	۲/۱۰	۸۰/۰۸	۱۰۰
اراضی جنگلی	۲۵/۸۸	۹۵/۳۲	۱/۳۳	۵/۵۴	۱۰۰
مجموع کاربری سال ۲۰۱۹	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰
تغییرات کاربری‌ها (درصد)	۴۴/۴۹	۴/۶۷	۴/۱۳	۱۹/۹۱	-
تفاوت تصاویر	-۲۷/۲۷	۵/۸۸	۰/۰۳	۲۴/۲۲	-



شکل ۵: مساحت اراضی جنگلی و غیر جنگلی در سال‌های ۱۹۷۲، ۱۹۸۷، ۲۰۰۲ و ۲۰۱۹ (به هکتار)



شکل ۶- نقشه تغییرات جنگل‌های مانگرو طی ۴۷ سال اخیر

ارتباط هیدرودینامیک دریا و مورفولوژی ساحلی در ارتباط با تغییرات گستره جنگل های مانگرو

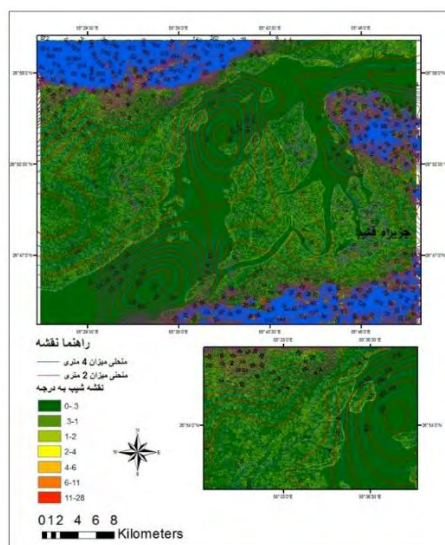
به منظور بررسی ارتباط هیدرودینامیک دریا و مورفولوژی ساحلی و پیدا کردن میزان ارتباط این عامل ها با تغییرات جنگل های مانگرو و به علت این ویژگی که جنگل های مانگرو نیاز به آبیگری در طول روز دارند و این آبیگری با فعالیت جزر و مد امکان پذیر می شود، اقدام به بررسی جزر و مدهای روزانه و ماهانه در منطقه مورد مطالعه شد. بررسی ارتفاع جزر و مد در ایستگاه های جزر و مدی نشان داد که بیشترین متوسط جزر و مد سالانه در بندر خمیر و بندر پل در منطقه مورد مطالعه، به میزان ۴/۵ متر به ثبت رسیده است. این دو ایستگاه و به طور کلی محدوده ای که در این پژوهش مورد بررسی قرار داده ایم، در مکانی قرار گرفته اند که به علت نزدیکی به جزیره قشم تقریباً در محیطی نیمه محصور قرار دارند و به همین سبب میزان بیشتری از مد را در این بخش نسبت به دیگر سواحل هرمزگان نشان می دهد. و متوسط جزر و مد ایستگاه های منطقه مورد مطالعه حدود ۲/۵ متر است که نمودار آن را در شکل شماره ۷ و ۸ مشاهده میکنیم. برای بررسی پتانسیل گسترش جنگل های مانگرو به بررسی شیب منطقه و ارتباط آن با متوسط جزر و مد در منطقه پرداختیم. شکل ۹ نقشه تهیه شده از شیب منطقه و منحنی میزان های ۴ و ۲ متری منطقه مورد مطالعه است که در واقع بر اساس و پایه متوسط جزر و مد منطقه تهیه شده اند (شکل ۷ و ۸) و همان گونه که در این شکل مشاهده می کنیم در بخش هایی که شیب ملایم است (۳ کلاس اول ۰/۳-، ۰/۳-۱ و ۱-۲ درجه) منحنی میزان ها دچار انحنای و تو رفتگی بیشتری نسبت به دیگر مناطق هستند، که در واقع منطبق با خورها، سبها و لاگون هاست. البته عامل دیگری که می توان در اینجا ذکر کرد وجود دلتا رود مهران است که با حمل رسوبات و تزریق آب شیرین به این منطقه امکان رشد هر چه بیشتر جنگل های مانگرو را فراهم می آورد. عامل مهم دیگر قدرت امواج است. ارتفاع موج با احتمال حضور مانگرو رابطه 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 رسوب گذاری و پایداری محیط شده و فضایی آرام در رویشگاه ایجاد و شرایط زیست محیطی مطلوب و مناسبی را برای استقرار مانگروها ایجاد می کنند. همان گونه که قبلاً توضیح داده شد با توجه به ویژگی این منطقه و قرار گرفتن جزیره قشم در این بخش و به وجود آوردن محیطی نیمه محصور، جلو امواج با قدرت زیاد در این منطقه گرفته می شود و تمامی این عوامل در کنار هم امکان توسعه جنگل های مانگرو را در این بخش از استان هرمزگان فراهم آورده است.



شکل ۷: متوسط جزر و مد ماهانه ایستگاه های پل و خمیر



شکل ۸: متوسط جزر و مد ماهانه ایستگاه گوران



شکل ۹: نقشه ترکیب منحنی میزان‌های ۲ و ۴ متری و نقشه شیب منطقه

نتیجه گیری

به‌طور کلی، تجزیه و تحلیل تغییرات ایجاد شده در گستره مانگرو در طول زمان به عنوان یکی از پیش نیازهای اصلی در طبقه‌بندی میزان آسیب‌پذیری این اکوسیستم‌ها نسبت به عوامل محیطی گوناگون، به‌ویژه پیامدهای حاصل از تغییر اقلیم مطرح است (گیلمن و همکاران، ۲۰۰۷؛ الیسون و زو، ۲۰۱۲). مقاله مانگرو هرمزگان همچنین، با بررسی روند تغییرات وسعت مانگروها در طی زمان می‌توان اقدامات لازم برای احیا و توسعه این اکوسیستم‌ها را اولویت‌بندی کرد. بنابراین در این پژوهش نیز با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و طی یک دوره زمانی ۴۷ ساله روند تغییرات وسعت مانگروهای غرب تنگه هرمز بررسی 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 ۹۸٪ و ۹۷٪ برای روش SVM بود. مطالعه ما نشان داد که SVM به سبب سرعت و دقت تفکیک بالا، می‌تواند مناسب‌ترین روش طبقه‌بندی برای این محدوده مطالعاتی باشد. تحقیقات صورت گرفته توسط آرخی و ادیب نژاد (۱۳۹۰)، نیتز^۱ و همکاران (۲۰۱۲)، کولیوس^۲ و همکاران (۲۰۱۳) و اندریانی (۱۳۹۳) مبنی بر دقت زیاد روش SVM تأیید می‌شود. بنابراین نقشه‌های کاربری اراضی به روش ماشین بردار پشتیبان برای منطقه مورد مطالعه برای سال‌های ۱۹۷۲، ۱۹۸۷، ۲۰۰۲ و ۲۰۱۹ با صحت کلی برابر با ۹۲/۴۰، ۹۲/۴۰، ۹۶/۶۲ و ۹۸٪ می‌باشد. همچنین ضریب کاپا نیز به ترتیب شامل ۰/۸۹، ۰/۹۰، ۰/۹۵ و ۰/۹۷ می‌باشد، که نشان دهنده تأیید و صحت دقت طبقه‌بندی‌های انجام شده برای محدوده مطالعاتی است. همچنین مقادیر به دست آمده نشان داد که نقشه‌های تهیه شده قابلیت شناسایی تغییرات را دارا هستند. به این ترتیب که مساحت جنگل بین سال‌های ۱۹۷۲ تا ۱۹۸۷ به مقدار ۱۶/۰۴ هکتار کاهش داشته است، هر چند که این مقدار کاهش قابل توجهی نیست اما عدم توجه برنامه ریزان را به این بخش از اکوسیستم نشان می‌دهد. به جنگل‌های مانگرو بین سال‌های ۱۹۸۷ تا ۲۰۰۲ حدود ۴۷۲/۸۶ هکتار افزوده شده است. همچنین بین سال‌های ۲۰۰۲ تا ۲۰۱۹ نیز شاهد افزایش این جنگل‌ها به مقدار ۱۷۱۵/۹۱ هکتار هستیم بنابراین با وجود یک روند کاهشی که از سال ۱۹۷۲ تا ۱۹۸۷ مشاهده می‌کنیم اما پس از این سال شاهد روند افزایشی و گسترش جنگل‌های مانگرو هستیم، خصوصاً در سال ۲۰۱۹ که میزان افزایش قابل ملاحظه‌ای را نسبت به سال‌های گذشته مشاهده می‌کنیم، که جای بسی خرسندی و امیدواری دارد. توضیح

¹ - Nitze

² - Kolios

در مورد علل احتمالی گسترش. مناطق و اراضی بایر نیز در طی بازه زمانی بین ۱۹۸۷-۱۹۷۲ افزایشی در حدود ۵۴/۱۷۱۰۰ هکتار داشته است که البته این مقدار در سال‌های بعدی با روند کاهش همراه بوده است. هر چند که این روند کاهش میزان قابل توجهی نبوده است. (توضیح در نتیجه گیری که باید از پیشرفت این اراضی و زیاد شدن آن‌ها جلوگیری کرد). مناطق جزر و مدی در کلیه سال‌ها با روند کاهش همراه بوده است به گونه‌ای که این مقدار بین سال‌های ۱۹۷۲ تا ۲۰۱۹ به مقدار ۴۶۰۰/۲ هکتار کاهش پیدا کرده است. اما پهنه‌های آبی در تمامی سال‌ها گسترش پیدا کرده اند به گونه‌ای که در بین سال ۱۹۷۲ تا سال ۲۰۱۹ به مقدار ۵۰۷۲/۹۶ هکتار افزایش داشته است. بعد از تهیه نقشه تغییرات کاربری اراضی، به این صورت بود که جنگل‌های مانگرو به میزان ۱۹/۹۱ درصد، مناطق جزر و مدی به میزان ۴۴/۴۹ درصد، مناطق آبی به میزان ۴/۱۳ درصد و مناطق بایر به میزان ۴/۶۷ 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 بیان رشد در این منطقه در طول دوره زمانی مورد نظر مثبت بوده است. با توجه به شکل شماره ۶ میبینیم در مناطق مختلف شاهد افزایش و توسعه جنگل‌های مانگرو هستیم این مناطق شامل، جنگل‌های مانگرو مردو (A)، خور موریز دراز (B)، خور هفت برم (C)، جنگل‌های مانگرو جنوب بندر لافت (D و E)، جنگل‌های مانگرو بین اسکله طبل و ملکی (F) و جنگل‌های مانگرو گورزین (G) می‌شوند. در همین رابطه نیز یک سری مطالعات نیز انجام شده مانند مطالعه‌ای که توسط تو و پاپوهاس^۱ در سال ۲۰۰۷ در ویتنام انجام شده و در این مطالعه به نتیجه رسیدند که جنگل‌های مانگرو منطقه مطالعاتی در حال کاهش هستند و علت کاهش را عوامل جنگل زدایی مانند استفاده از چوب درختان مانگرو برای سوخت و تغییر کاربری اراضی به خصوص پرورش میگو دانسته‌اند. کارنی^۲ و همکاران در سال ۲۰۱۴ در جنگل‌های حرا در غرب آفریقا مطالعاتی انجام دادند و این نتیجه رسیدند که جنگل‌های این منطقه نیز با روند کاهش مواجه هستند و علت آن را افزایش تقاضا برای استفاده به عنوان سوخت و بی ثباتی سیاسی و قاچاق بیان کردند. و اوس فرومارد و راکوتوماو^۳ در سال ۲۰۱۰ در یافته‌های خود بیان کردند که مقدار پوشش گیاهی درختان مانگرو در سال‌های متفاوت نوسان افزایشی-کاهشی داشته ولی در کل این مقدار ثابت در نظر گرفته شده که به علت رفتار هیدرولوژیکی و رسوب رودخانه، مکانیسم جانشینی و فعالیت‌های انسانی است. در ایران هم تقوی مقدم و قنوتی 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. در مطالعه دیگری که توسط بی‌همتا و هکارانش در سال ۲۰۱۹ در محدوده قشم انجام شده به این نتیجه رسیدند که بین سال‌های ۱۹۸۵ تا ۱۹۹۸ جنگل‌های مانگرو کاهش 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 مقایسه نتایج حاصل از روند افزایشی و کاهش جنگل‌های مانگرو با منحنی‌های منطبق با متوسط میزان جزر و مد و ویژگی‌های مورفولوژیک منطقه به این نتیجه میرسیم که محدوده مورد مطالعه از بابت ویژگی‌های هیدرودینامیک دریا مانند متوسط میزان جزر و مد منطقه و گستردگی پهنه آبیگیری، میزان ارتفاع امواج و مورفولوژی ساحلی مانند شیب و رسوب‌ها و آب ورودی به منطقه از رودخانه مهران، پتاسیل بسیار بالایی برای توسعه هر چه بیشتر جنگل‌های مانگرو دارد. در نهایت می‌توان گفت نتایج حاصل از این پژوهش با فراهم آوردن اطلاعات به روز و دقیق درباره تغییرات وسعت زون رویشگاهی غرب تنگه هرمز و علت این تغییرات، می‌تواند به برنامه‌ریزی‌های اثربخش برای انجام اقدامات حفاظتی و احیا و توسعه مانگروها در این منطقه کمک شایانی کند.

1 - Thu & Popuhus

2 - Carney

3 - Ois Fromard & Rakotomavo

منابع

- آرخی، صالح؛ ادیب‌نژاد، مصطفی. ۱۳۹۰، ارزیابی کارایی الگوریتم‌های ماشین بردار پشتیبان جهت طبقه بندی کاربری اراضی با استفاده از داده های ماهواره ای *ETM+* لندست (مطالعه موردی: حوزه سد ایلام)، فصلنامه تحقیقات مرتع و بیان ایران، شماره ۳، صص ۴۲۰-۴۴۰.
- اندریانی، صغری، ۱۳۹۳، کاربرد تکنیک‌های سنجش ازدور و سیستم اطلاعات جغرافیایی در بررسی تغییرات کاربری اراضی و تأثیر آن بر دبی رودخانه (مطالعه موردی: صوفی چای)، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده جغرافیا و برنامه‌ریزی، دانشگاه تبریز.
- دانه کار، افشین، ۱۳۷۴، جنگل‌های مانگرو جهان، فصلنامه محیط زیست، (۲) ۷: ۱۶-۲۶.
- دانه کار، افشین، ۱۳۷۷، مناطق حساس دریایی ایران، فصلنامه محیط زیست، شماره ۲۴، صفحات ۳۸-۲۸.
- عرفانی، ملیحه؛ دانه کار، افشین؛ نوری، غلامرضا؛ اردکانی، طاهره، ۱۳۸۹، بررسی عوامل مؤثر بر تغییرات جهانی وسعت جنگل مانگرو، مجموعه مقالات چهارمین کنگره بین‌المللی جغرافی دانان جهان اسلام، ایران-زاهدان.
- فاطمی، باقر؛ رضایی، یوسف، ۱۳۹۱، مبانی سنجش از دور، تهران، انتشارات آزاده.
- مجنونیان، هنریک؛ میرابزاده، پرستو، ۱۳۸۱، مناطق حفاظت‌شده ساحلی-دریایی (ارزش‌ها و کارکردها)، انتشارات سازمان محیط زیست، ص ۴۰۶.
- Ahmed, E.A. and Abdel-Hamid, K.A., 2007. "Zonation Pattern of *Avicennia marina* and *Rhizophora mucronata* along the Red Sea Coast", *Egypt. World Applied Sciences Journal*, 2 (4): pp.283-288.
- Akyürek, D., Koç, O., Akbaba, E. M. and Sunar, F., 2018. Land use/ Land cover Change Detection Using MultiTemporal Satellite Dataset: A case Study In Istanbul New Airport. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Volume XLII-3/W4, Geo Information for Disaster Management (Gi4DM), 18-21 March, Istanbul, Turkey.*
- Alongi, D. M., 2008. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: p.113.
- 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.
- 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: pp.280-292.
- Carney, J., Gillespie, T. W. and Richard Rosomoff R., 2014. Assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem: 1986-2010. *Ecforum*, 53: pp.126-135.
- Congalton, R. G., Green, K., 1999. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices*, Boca Raton: Lewis Publications.
- Chavez, p., 1996. "Image-based atmospheric corrections - Revisited and improved", *Photogram. Eng. Remote Sensing*, 62: pp.1025-1036.
- De Lacerda, L. D., 2002. *Mangrove ecosystems: function and management*.

- Duke. N. C.Meynecke.J-O.Dittmann. S.Ellison. A. M.Anger. K.Berger. U.Cannicci.S.Diele. K.Ewel. K. C.Field. C. D.Koedam. N.Lee. S. Y.Marchand .C.Nordhaus. I.Dahdouh-Guebas .F., 2007. *A World Without Mangroves?*, *Science*, 317(5834): pp 41 - 42 .
- Danehkar, A., 2001. *Mangroves forests zonation in Gaz and Harra international wetlands. The Environment Scientific Quarterly Journal*, 34: 43-49.
- Dolan, R., Fenster, M.S. and Holme, S.J., 1991. *Temporal analysis of shoreline recession and accretion. Journal of Coastal Research*, 7: pp.723-744.
- Ellison, J.C. and Zouh, I., 2012. *Vulnerability to Climate Change of Mangroves: Assessment from Cameroon, Central Africa. Biology*, 1: pp.617-638.
- Gandini, M. L., Usunoff, E. J., 2004, *SCS curve number estimation using remote sensing NDVI in a GIS environmental, Environmental Hydrology*, (12): pp.168-179.
- Gilman, E., Ellison, J., Coleman, R., 2007. *Assessment of mangrove response to projected relative sea-level rise and recent historical reconstruction of shoreline position. Environ. Monit. Assess.* 124: pp.112–134.
- Jensen, J. R., 2007. *Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective. Pearson Hall*, 592 p. Kathiresan, K. and Rajendran, N., 2005. *Coastal mangrove forests mitigated tsunami. Estuarine. Coastal and Shelf Science*, 65: pp.601-606.
- 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: pp.150-160.
- Letchumy, B. M., and MdSaid, M., 2009. *Land Use Land Cover Change Detection Using Remote Sensing Application for Land Sustainability. International Conference on Fundamental and Applied Sciences, (ICFAS 2012)*.
- Maguire, T.L., Saenger, P., Baverstock, P. and Henry, R., 2000. *Microsatellite analysis of genetic structure in the mangrove species Avicennia marina (Forsk.) Vierh. (Avicenniaceae). Molecular Ecology*, 9(11): pp.1853-1862.
- 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: pp.559-570.
- McLeod, E and V. Salm, R., 2006. *Managing Mangroves for Resilience to Climate Change, IUCN Resilience Science Group Working Paper Series - No 2*.
- Mehrabian, A., Naqinezhad, A., Mahiny, A.S., Mostafavi, H., Liaghati, H. and Kouchekezadeh, M. 2008. *Vegetation Mapping of the Mond Protected Area of Bushehr Province (South -west Iran). Journal of integrative plant biology*, 51: pp.251-260.
- 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): pp.249-258.
- OtengAmoako, A. A., Louppe, D., Brink, M., Lemmens, R. H. M.J., Oyen, L. P. A. and Cobbinah, J.R., 2008. *International Tropical Timber Organization (ITTO), (PROTA) and Dutch Government. DGIS, Protota*, 7(1): *Timbers/Bois d'œuvre I. [CD-Rom]. PROTA, Wageningen, Netherlands.*

- Paling, E.I., van Keulen, M., Tunbridge, D.J., 2007. Seagrass transplanting in Cockburn Sound, Western Australia: a comparison of manual transplantation methodology using *Posidonia sinuosa* Cambridge et Kuo. *Restor. Ecol.* 15: pp. 430–439.
- 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: pp.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): pp.5 – 12.
- Rodringuez, W and Feller, I.C., 2004. Mangrove landscape characterization and change in Twin Cays, Belize using aerial photography and IKONOS satellite data, *Atoll reserch Bulletin. no.513. National Museum of National History .U.S.A.*
- 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: pp.723–734.
- Saenger, P., 2002. Introduction: The Mangrove Environment. In *Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation*, pp. 1-10. Springer, Dordrecht.
- Shalkoff, R. J., 1997. "Artificial Neural Networks", McGraw-Hill Companies Pub, New yourk.
- Srivastava, D. K., Bhambhu, L., 2009. Data classification using support vector machine", *Theoretical and Applied Information Technology*, 49: pp.1–7. Jon itel[: www.jatit.org.
- Thu, P. M. and Populus, J., 2007. Status and changes of mangrove forest in Mekong Delta: Case study in Tra Vinh, Vietnam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 98-109.
- Thom, B.G., 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, Mexico. *Journal of Ecology*, 55: pp.301-343.
- Thom, B.G., 1984. Coastal landforms and geomorphic processes. *The Mangrove Ecosystem: Research Methods*. UNESCO, Paris, pp.3–15.
- Vapnik, V. N., 1999. *The nature of statistical Learning theory*, Second Edition, New York: Springer-Verlag.
- Wells, S., C. Ravilous, E. Corcoran., 2006. In the front line: Shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs, *United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre*, Cambridge, UK: 33.